

**КАЗАНСКИЙ ФЕДЕРАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ  
ИНСТИТУТ ЭКОЛОГИИ И ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ**

*Кафедра прикладной экологии*

**С.Ю. СЕЛИВАНОВСКАЯ, Р.Х. ГУМЕРОВА,  
П.Ю. ГАЛИЦКАЯ, Ю.В. МЕДЯНСКАЯ**

**ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ: МЕТОДЫ ОТБОРА И  
ПОДГОТОВКИ ПРОБ ДЛЯ ФИЗИКО-  
ХИМИЧЕСКОГО И БИОЛОГИЧЕСКОГО  
АНАЛИЗА**

**Учебно-методическое пособие**

**Казань – 2014**

**УДК 631.42**  
**ББК 20.1**

*Принято на заседании кафедры прикладной экологии  
Протокол № 5 от 26 декабря 2014 г.*

**Научный редактор:**  
доктор биологических наук  
профессор кафедры прикладной экологии **Н.Ю. Степанова**

**Рецензент:**  
доктор географических наук,  
профессор кафедры ландшафтной экологии **О.П. Ермолаев**

**Селивановская С.Ю., Гумерова Р.Х., Галицкая П.Ю., Медянская Ю.В.**

**Деградация почв: методы отбора и подготовки проб для физико-химического и биологического анализа:** учеб.-метод. пособие / С.Ю. Селивановская, Р.Х. Гумерова, П.Ю. Галицкая, Ю.В. Медянская. – Казань: Казан. ун-т, 2014. – 72 с.

В учебно-методическом пособии рассмотрены проблемы деградации почв и необходимость предупреждения деградационных процессов на ранних стадиях развития. Приведены примеры различных методов для оценки деградации почвенного покрова. Описаны методы отбора и подготовки проб для физико-химического и биологического анализа.

Для студентов направления экология и природопользование, профили подготовки – природопользование, прикладная экология, слушающих курс «Агроэкологический мониторинг. Методы оценки деградации и рекультивации почв» (модуль «Использование земельных ресурсов»), «Экология растений, животных и микроорганизмов»

**© Селивановская С.Ю., Гумерова Р.Х.,  
Галицкая П.Ю., Медянская Ю.В., 2014  
© Казанский университет, 2014**

## **СОДЕРЖАНИЕ**

<b>1. ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ</b>	<b>4</b>
1.1. Формы (виды) деградации почв	6
1.2. Деградация почв на территории Республики Татарстан	11
1.3. Методы, применяемые для оценки степени деградации почв	12
<b>2. ОТБОР ПРОБ</b>	<b>57</b>
<b>3. ПОДГОТОВКА ПРОБ</b>	<b>58</b>
3.1. Метод квартования	58
3.2. Подготовка проб для химического и бактериального анализа	58
3.3. Определение влажности почвы	59
3.4. Приготовление водной вытяжки из почвы	60
3.5. Подготовка почв к седиментационному анализу	61
<b>ЛИТЕРАТУРА</b>	<b>63</b>

## 1. ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ

Почва – важный природный ресурс, который необходимо сохранять и по возможности улучшать его качество и продуктивную способность (Pascual et al., 2000).

Деградация почв представляет собой совокупность природных и антропогенных процессов, приводящих к изменению функций почв в геосистеме, количественному и/или качественному ухудшению состава, свойств и режимов почв, снижению природно-хозяйственной значимости земель (Хитров с соавт., 2007). Как отмечает Lal (2001), деградация почв – это биофизический процесс, инициируемый социально-экономическими и политическими условиями. Скорость процесса деградации почвенного покрова определяется природными и антропогенными факторами. Природные, или естественные факторы, включают такие параметры, как тип почв, климат, растительный покров. К антропогенным факторам относится тип землепользования.

Концепция почвенной деградации достаточно разработана, однако вопрос об оперативной и своевременной детекции качества почв остается открытым. Связано это с тем, что почва представляет собой экологически сложное образование (Diodato с соавт., 2004). Потому и деградацию следует рассматривать как функцию химических, физических и биологических параметров (Halvorson с соавт., 1997).

Под степенью деградации (деградированности) почв и земель понимается характеристика их состояния, отражающая ухудшение состава и свойств. Крайней степенью деградации является уничтожение почвенного покрова и порча земель («Методика определения размеров ущерба от деградации почв и земель», 1994).

Наибольший ущерб состоянию почвенного покрова наносят следующие виды деградации:

– водная и ветровая эрозии;

- засоление, осолонцевание;
- локальное переувлажнение и заболачивание;
- затопление и подтопление территорий водохранилищами;
- переуплотнение и образование техногенной глыбистости пахотных горизонтов;
- снижение содержания гумуса (дегумификация);
- подкисление или подщелачивание;
- истощение питательными веществами;
- сокращение численности, видового разнообразия и нарушение оптимального соотношения различных видов микроорганизмов, загрязнение почвы патогенными микроорганизмами, ухудшение санитарно-эпидемиологических показателей;
- загрязнение тяжелыми металлами, пестицидами, нефтепродуктами, радионуклидами и иными токсическими веществами;
- потеря ценных сельскохозяйственных земель при строительстве, прокладке дорог, добыче полезных ископаемых;
- потеря земель при захламлении промышленными и коммунально-бытовыми отходами (Хитров с соавт., 2007).

В результате выполнения Международного научного проекта GLASOD «Глобальная оценка деградации почв» в 1990 г. установлено, что процессы деградации распространены на площади более 2 млрд гектаров. Из них на долю водной эрозии приходится 55,6% площади подверженных деградации почв, 27,9% – ветровой эрозии (деградации), 12,2% – на долю химических факторов деградации (засоление, загрязнение, истощение элементов питания), 4,2% – физического уплотнения и подтопления почв (Oldeman, 1990).

Состояние почвенного покрова России также далеко не удовлетворительно, а в ряде районов критическое. На всей территории сельскохозяйственных угодий в 190 млн га около 70 млн га подвержены эрозии и дефляции, 73 млн га имеют повышенную кислотность, более 40 млн га в

разной степени засолены, 26 млн га – переувлажнены и заболочены, 12 млн га засорены камнями, 7 млн га заросли кустарниками и мелколесьем, около 5 млн га загрязнены радионуклидами, более 1 млн га подвержены опустыниванию.

Следует иметь в виду, что деградированные почвы являются опасными природными объектами, так как перестают выполнять экологические защитные функции и могут инициировать процессы общей деградации земной поверхности. Деградация почв приносит также огромный экономический ущерб, нарушая сложившееся экологическое равновесие и ухудшая социальные условия жизни людей (Добровольский, 2002).

### **1.1. Формы (виды) деградации почв**

Ивлев и Дербенцева (2003) отмечают, что разные антропогенные факторы вызывают разные формы (виды) деградации. Все виды деградации почв можно условно разделить на три группы: физическая, биологическая и химическая.

Все формы (виды) деградации почв связаны между собой. Например, химическая деградация (выражающаяся в изменении окислительно-восстановительного режима почв) и биологическая деградация (связанная с дыханием почв). Вся растительность нормально развивается в условиях окислительного режима, что обеспечивается содержанием воздуха в почвах от 30 до 50% объема их порозности. Уменьшение объема почвенного воздуха ниже 30% ухудшает окислительно-восстановительные условия, что приводит к уменьшению кислорода в почве, изменению состава почвенного воздуха данного ареала, то есть ухудшению дыхания. Не менее тесна связь химической формы деградации с физической формой: ухудшение окислительного режима вызывается обесструктурированием и уплотнением почв, их переувлажнением и т.д.

*Физическая деградация* – ухудшение физических и водно-физических свойств почвы, нарушение почвенного профиля. Физическая деградация почвы фиксируется как по уменьшению мощности органогенных и гумусо-

аккумулятивных горизонтов почв или уничтожению других почвенных горизонтов и всего профиля (механическая деградация), так и по изменению конкретных физических свойств механически ненарушенного почвенного профиля (собственно физическая деградация). Нарушение почвы (и почвенного покрова) может быть связано и с поступлением на ее поверхность постороннего абиотического наноса, ухудшающего продукционную функцию почвы.

Физическая деградация выражается в ухудшении почвенной структуры и всего комплекса физических свойств, т.е. в разрушении физической основы почвы, и развивается всюду, где применяются избыточные нагрузки механического, химического, физико-химического, водного или биологического характера. Физическая деградация может быть обусловлена различными природными факторами и развиваться в условиях естественных биогеоценозов в результате изменения климатических условий, естественных процессов выветривания, денудации, эрозии, опустынивания и т.д. Причиной физической деградации почв могут явиться также различного рода катастрофические процессы природного и антропогенного характера (Добровольский, 2002).

Ухудшение физических свойств почв выражается:

- а) в поверхностном коркообразовании;
- б) в уплотнении верхних горизонтов;
- в) в повышении твердости почв и, как следствие, в увеличении сопротивления обработке;
- г) в уплотнении почвы и ухудшении условий развития корневых систем.

Изменение этих физических свойств почв обуславливает ухудшение водного и воздушного режима почв:

- д) снижается влаго- и воздухоемкость почв;
- е) ухудшается водопроницаемость и воздухопроводимость почв;

ж) возникает дисбаланс почв между влагоемкостью и воздухоемкостью; начинает преобладать или режим переувлажнения или, наоборот, режим иссушения;

з) усиливается поверхностный сток, и, как следствие, усиливается эрозия почв.

Механическая деградация почв выражается в выносе тонкоилистых и коллоидных частиц из поверхностных горизонтов почв. Вынос частиц может происходить как под воздействием ветра (ветровая эрозия, или дефляция), так и под воздействием поверхностного стока (Ивлев с соавт., 2003). К формам механических нарушений относятся также разрушения почв при дорожном строительстве, строительстве газо- и нефтепроводов, при добыче полезных ископаемых, при осуществлении сельскохозяйственной деятельности, в особенности выпаса скота и распашки (Снакин с соавт., 1992). Крайней степенью физической деградации является полное уничтожение почвы как природного объекта, вплоть до состояния горной породы или в ландшафтном плане до состояния абиотической пустыни (Добровольский, 2002).

*Биологическая деградация* – сокращение численности видового разнообразия и оптимального соотношения различных видов микроорганизмов, загрязнение почвы патогенными микроорганизмами, ухудшение санитарно-эпидемиологических показателей (Снакин с соавт., 1992).

Почвенные организмы обеспечивают осуществление многих экологических функций почв, в том числе определенные этапы круговорота биогенных элементов, они же поддерживают в почве гомеостаз по многим ее свойствам. При любых видах деградации почв первыми на них реагируют именно организмы. С одной стороны, они стремятся благодаря изменению своей активности поддержать равновесие, с другой – они первыми страдают от нарушений. Комплекс почвенных организмов (почвенная биота) более устойчив функционально, чем структурно. Поэтому, в первую очередь, нарушается биоразнообразие, происходит его обеднение, идет перегруппировка



популяций, изменяются доминирующие и часто встречающиеся виды, некоторые виды вообще исчезают, могут появляться и новые виды, часто вредные.

Сохранение стабильности и нормального функционирования биоты обеспечивается огромным микробным пулом, отличающимся как поразительно большим общим запасом микроорганизмов (микробной биомассой), так и огромным качественным разнообразием (микробным генофондом), оснащенным тысячами ферментов, т.е. способным проводить тысячи биохимических реакций, которые не могут проходить чисто химическим путем или идут крайне медленно. В составе пула большинство организмов находится в состоянии анабиоза и выходит из него в случае необходимости проведения коррекции в функционировании биоты. С уменьшением пула микроорганизмов и его разнообразия происходят и функциональные нарушения, например способности к азотфиксации, гумусообразованию и структурообразованию, гипертрофируются такие функции, как скорость разложения органического вещества, нитрификационная и денитрификационная способность. Проявляются новые отрицательные свойства, например, появление потенциальных патогенов, аллергенов и фитопатогенов, образование фитотоксинов. В некоторых случаях наблюдается деградация микробного комплекса из-за загрязнения посторонними непочвенными организмами, например фекальными или микробами с микробиологических производств (антибиотиков, белково-витаминных концентратов, ферментов и некоторых химикатов). Таким образом, деградация биологических свойств почв наносит опасный и многосторонний экологический вред как для почв, так и для биосферы в целом (Добровольский, 2002).

*Химическая деградация* – ухудшение химических свойств почв, истощение запасов питательных элементов, вторичное засоление и осолонцевание, загрязнение токсикантами. Химическая деградация почв проявляется в основном на почвах, подверженных воздействию антропогенных

факторов. Это, прежде всего, почвы агроландшафтов, а также почвы, расположенные в зоне влияния промышленных объектов, городов и различных поселений.

Химическая деградация подразделяется на две группы:

1) изменения, вызванные сельскохозяйственными процессами, связанные с потерей элементов минерального питания, гумуса, подкисления за счет высоких доз кислых удобрений и за счет окисления сульфидов в почвах, где они имеются;

2) изменения, вызванные загрязнением почв промышленными и коммунальными отходами, избыточными дозами навоза и пестицидов, тяжелыми металлами, кислотными дождями и разливами нефти (Снакин с соавт., 1992).

Так, реакция среды почв (рН) может изменяться под воздействием различных факторов. Это могут быть вносимые в почву минеральные или органические удобрения. Это может быть полив почв водой разной степени минерализации. Иссущение почв обуславливает повышение концентрации солей в почвенном растворе, вследствие чего реакция почвенного раствора может стать щелочной.

Оптимальными условиями развития как дикорастущей, так и культурной растительности, являются окислительные. Снижение уровня окислительного режима почв вызывается ухудшением физических свойств почв – обесструктурированием, переувлажнением, что приводит к уменьшению порозности почв. Уменьшение количества воздуха в почвах ведет к развитию процессов восстановления. В восстановительной среде оксиды химических элементов переходят в закиси. Закиси железа, меди, азота и др. токсичны для культурных растений (Ивлев с соавт., 2003).

Значительно изменять многие свойства почв могут и тяжелые металлы. Этот вид загрязнения приводит к перестройке консервативных признаков почвы, таких как гумусное состояние, структура, рН среды и др. Результатом

этого является частичная, а в ряде случаев и полная утрата почвенного плодородия. К тому же, поступая по пищевым цепям из почвы в растения, а оттуда в организм животных и человека, тяжелые металлы вызывают серьезные заболевания.

Радионуклиды – еще один серьезный загрязнитель почвенного покрова. Искусственная радиоактивность почв обусловлена поступлением в почву радиоактивных изотопов, образующихся в результате атомных и термоядерных взрывов, в виде отходов атомной промышленности или в результате аварий на атомных предприятиях. Экологические последствия радиоактивного загрязнения почв заключаются в следующем. Включаясь в биологический круговорот, радионуклиды через растительную и животную пищу попадают в организм человека и, накапливаясь в нем, вызывают радиоактивное облучение.

Угрозу представляет и процесс засоления. Наряду с природно-засоленными почвами в районах орошаемого земледелия значительные площади заняты вторично засоленными почвами. Основными причинами вторичного засоления почв являются бездренажное орошение, большие потери воды на фильтрацию на полях, строительство оросительных каналов без гидроизоляции, применение для орошения минерализованной воды. Вторичное засоление почв возникает не только при орошении, но и при осушении земель. Влияние солей на растения обусловлено осмотическим связыванием воды и специфическим действием ионов на протоплазму. Растворы солей связывают воду так, что она с повышением концентрации солей становится все менее доступной для растений. Кроме того, соли, проникая в клетку, оказывают ядовитое действие на протоплазму (Вальков с соавт., 2004 б,в).

## **1.2. Деградация почв на территории Республики Татарстан**

Основными факторами, приводящими к деградации почв на территории Республики Татарстан, являются эрозия, загрязнение нефтью и нефтепродуктами, вытаптывание, урбанизация, загрязнение пестицидами и

тяжелыми металлами, сведение лесов, неправильно орошение (Добровольский, 2002). Эрозия – это процесс частичного или полного разрушения почвенного покрова. Процесс носит естественный характер, но может быть многократно усилен вследствие интенсивного антропогенного воздействия. Почвенная эрозия – серьезная экологическая проблема, угрожающая в будущем развитию сельского хозяйства и общества. Она является не только главным фактором ухудшения качества земель, но и основным источником загрязнения вод (Lei et al., 2008).

Проблема охраны почв становится все более актуальной. Это связано, во-первых, с осознанием выдающейся роли почвы в жизни биосферы, во-вторых, с признанием того факта, что почвенный покров России находится сейчас в критическом состоянии. Действительно, к настоящему времени убедительно показано, что почва является не только основным средством сельскохозяйственного производства, но и важнейшим компонентом наземных биогеоценозов, мощным аккумулятором энергии на Земле, регулятором состава атмосферы и гидросферы, надежным барьером на пути миграции загрязняющих веществ. Приходится, однако, констатировать, что этот незаменимый компонент биосферы претерпевает значительную деградацию. Из всех ее видов наиболее масштабной и вредоносной является эрозия почв (Кузнецов и Глазунов, 1996).

Для устранения проблемы необходима организация рациональной хозяйственной деятельности. Наиболее эффективная борьба с деградационными процессами заключается в их предупреждении, что требует их идентификации на ранних стадиях развития.

### **1.3. Методы, применяемые для оценки степени деградации почв**

К настоящему времени разработаны, опробованы и усовершенствованы многочисленные приемы и методы измерения почвенной деградации и моделирования отдельных процессов. Несмотря на это, точных данных о

степени деградации недостаточно и территориально они представлены крайне неравномерно. Сопоставление данных отчасти затруднено отсутствием именно общепринятых методов, специальных нормативов или ГОСТов. При этом исследования в области деградации почв имеют непосредственное практическое значение и направлены, прежде всего, на разработку методов рационального землепользования и охраны почв.

Одним из нормативных документов Российской Федерации, регламентирующих оценку степени деградированности почв, в т.ч. от водной эрозии, является «Методика определения размеров ущерба от деградации почв и земель» (1994). Согласно ей, для оценки степени деградации используются индикаторные показатели, по которым установлены пороговые значения для определения потери природно-хозяйственной значимости земель. В частности, такими индикаторными показателями являются глубина промоин, уменьшение мощности почвенного профиля ( $A + B$ ), в процентах % от исходного, уменьшение запасов гумуса в профиле почвы ( $A + B$ ) – всего 30 показателей, один из которых, а именно проективное покрытие пастбищной растительности, в процентах от зонального – является биологическим. В методике указано, что установление степени деградации почв и земель возможно по любому из предложенных индикаторных показателей.

В работах зарубежных авторов указывается на необходимость одновременного использования нескольких характеристик для оценки состояния почв. При такой оценке значительно повышается качество исследований, т.к. оцениваются сразу несколько функций почвенных экосистем. Например, урожайность, активность микроорганизмов, способность удерживать влагу, емкость катионного обмена и т.д. (Masto et al., 2007). Характеристики могут быть разделены на группы – традиционные физические, орографические, климатические, химические, а также биологические и биохимические (Bastida et al., 2008). В частности, для определения деградированности почв рекомендуется применять показатели микробной

биомассы и дыхания, а также связанный с ними метаболический коэффициент и дегидрогеназную активность (Liao and Xiao, 2007). Вопрос о математической обработке результатов при использовании нескольких характеристик также широко обсуждается (Sharma et al., 2005). Многие авторы выбирают оцениваемые характеристики исходя из особенностей региона, а затем получают интегральный показатель, считая характеристики равнозначными (De Paz et al., 2006, Gomez et al., 2009).

### **Стационарные наблюдения**

Данная группа методов широко используется при изучении хроноорганизации поясов эрозии (сезонной и межгодовой динамики) в зависимости от различных факторов (типа стока, интенсивности дождей, антропогенной деятельности, характера рельефа и др.), а также при определении ежегодных потерь почвы.

#### *Метод стоковых площадок*

Стационарные наблюдения проводятся на организованных для этого стоковых площадках. Стоковые площадки закладываются на т.н. ключевых участках, существенно отличающихся друг от друга по рельефу, типу почв, характеру растительности. В зависимости от степени неоднородности почвенного покрова величина стационарных площадок варьируется в широких пределах от 0,20 до 2,0 га. В условиях однородного почвенного покрова они могут быть по размеру более крупными (100х100 м, 100х200 м). В районах с очень сложным (пестрым) почвенным покровом размеры площадок уменьшаются до 0,5 – 0,2 га, в отдельных случаях 4,1 га (50х100 м, 50х25 м). При этом их количество может быть увеличено. Площадки должны по возможности вписываться в реальный рисунок почвенного покрова, в связи с чем их форма может быть квадратной, вытянутой (например, 20х100 м) и даже линейной (150х500). Последняя, в частности, приемлема для длинных эродируемых склонов.

Стационарные площадки инструментально привязываются к местным стабильным ориентирам или специальным реперам. Привязка осуществляется по вершинам четырехугольника с указанием линейных размеров его сторон, площади, ориентации его сторон относительно частей света, азимута и расстояния всех четырех его вершин относительно ориентиров (реперов).

После выбора объектов наблюдений определяются объемы полевых, лабораторных и камеральных работ, составляются календарные планы проведения всего комплекса наблюдений ([www.spravka-jurist.com](http://www.spravka-jurist.com)).

В программу метода стоковых площадок включены измерения следующих элементов: стока воды, наносов и растворенных веществ, гранулометрического состава продуктов смыва и почвогрунтов в месте их залегания, количества и интенсивности жидких осадков, запасов воды в снеге и интенсивности его таяния, влажности грунтов, их промерзания, степени покрытости водосбора снегом и др. Давая, безусловно, богатейший фактический материал по интенсивности смыва, стоковые площадки не снимают вопросов репрезентативности и экстраполяции данных. Связано это в первую очередь с их размещением на очень небольших водосборах (промоинах, ложбинах), которые не могут отражать всего многообразия условий формирования поверхностного стока и эрозионно-аккумулятивных процессов в бассейнах.

### **Полустационарные наблюдения**

Данная группа методов также предназначена для оценки характеристик эрозионных процессов.

#### *Оценка объемов струйчатых размывов*

Этим методом определяют объем смытой почвы за период стока талых вод, после выпадения одного или нескольких ливней. После стока талых вод или выпадения ливня поперек склона перпендикулярно линии тока замеряются ширина и глубина всех образовавшихся струйчатых размывов и затем

вычисляется их суммарное сечение. Затем вычисляется объем смытой почвы на площади 0,1 га. Далее через плотность определяется вес смытой почвы.

Применяя данный метод, можно получить разные величины смыва почвы на том или ином склоне. Объясняется это несколькими причинами. Во-первых, это зависит от количества профилей, по которым учитывались струйчатые размывы. При этом разница может быть существенной. Во-вторых, при замере объема струйчатых размывов в значительной мере проявляется субъективный фактор. Разница в суммарном замере объема струйчатых размывов, выполненном разными исследователями, может достигать 20 – 30%. Связано это с разной точностью замера сечений струйчатых размывов и степенью учета мельчайших размывов и намывов. В-третьих, замеряя сечения струйчатых размывов через 10 или 20 м и подсчитывая на основании этих замеров объем смытой почвы, предполагается прямолинейное расположение струйчатых размывов вниз по склону, хотя в действительности они извилистые. Чем больше извилистость струйчатых размывов, тем выше ошибка в сторону занижения объема смытой почвы. Поэтому иногда рекомендуется подсчет смытой почвы проводить с учетом коэффициента извилистости струйчатых размывов. Значение этого коэффициента в зависимости от крутизны, длины склона, а также от других факторов может колебаться от 1,1 до 1,4. В-четвертых, при подсчете объема струйчатых размывов условно принимается их прямоугольное сечение, хотя в действительности они имеют самые разнообразные формы: прямоугольные, треугольные, трапецеидальные и др. Кроме того, неизвестен первоначальный микрорельеф поверхности.

Учет количества смытой почвы путем замера струйчатых размывов весьма приближенный. Полученные данные могут быть занижены, так как при этом методе не учитываются очень мелкие размывы (глубиной менее 5 мм), а также смыв почвы с участков между струйчатыми размывами, который в той или иной мере все же проявляется. Возникают сложности при использовании описанного метода на полях, где почва перед стоком талых или ливневых вод



была обработана вдоль склона. В этом случае трудно установить количество почвы, снесенной по бороздам при струйчатом стоке осадков. Все это показывает, что метод учета смыва почвы по замеру объема струйчатых размывов является приближенным и от него нельзя ожидать большой точности. В то же время метод учета объема струйчатых размывов позволяет без сложного оборудования на любом участке поля в первом приближении определять смыв почвы от стока талых вод, выпадения одного или нескольких ливней на различном агрофоне (Егоров, 2009).

#### *Метод шпилек (заложение реперов)*

Для оценки интенсивности поверхностной эрозии используют метод шпилек, основанный на замере изменения уровня поверхности почвы в результате эрозии. Этот метод применяется не только на малых площадках, но и для оценки интенсивности эрозии по всему склону. В последнем случае по продольному профилю склона закладывается ряд реперов, по которым ведут замеры изменения уровня почвы.

Этот простой метод следует применять с осторожностью. Если измеряется многолетняя скорость эрозии или осадконакопления на склонах, в промоинах или оврагах, то шпильки (рейки, штыри) должны быть достаточно длинными и прочно закрепленными в почве; на них не должно оказывать влияние оползание поверхностных горизонтов почв. Кроме того, при закладке шпилек следует обязательно учитывать возможный эффект вымораживания, если они остаются в почве на зимний период. Рекомендуемая длина может меняться от нескольких дециметров до метра. Шпильки (штыри) должны быть достаточно крепкими, но при этом, по возможности, тонкими и гладкими, чтобы не вызывать нарушение местного потока и характера протекающего процесса эрозии или аккумуляции.

Метод шпилек может оказаться весьма эффективным при оценке величины эрозии и аккумуляции за один ливень или за весь теплый сезон года.

В этом случае можно использовать очень тонкие и короткие металлические штыри, которые устанавливают сериями на заранее выбранных учетных площадках. Для упрощения последующих отсчетов шпильки одинаково заглубляются, и составляется схема их размещения. Кроме того, шпильки используют также для регистрации роста вершин оврагов. Замеряя изменение уровня поверхности почвы за многолетний период, нельзя относить все удаление почвы только за счет эрозии. На склонах проявляются и другие процессы денудации, что необходимо учитывать (Егоров, 2009).

#### *Метод микронивелирования (микропрофилирования)*

Для повышения точности измерения смытого и намытого слоя почвы используется метод микропрофилирования. Для микропрофилирования разработано специальное устройство, состоящее из отрезка алюминиевого двутаврового профиля длиной 1,5 м, на котором установлена каретка с укрепленным на ней шпитценмасштабом. Каретка может плавно перемещаться по двутавровому профилю, на котором укреплена линейка с сантиметровыми делениями. Двутавровый профиль с кареткой устанавливается и закрепляется болтами на двух п-образных реперах. Благодаря системе отверстий в горизонтальных планках реперов профиль может перемещаться параллельно самому себе, что позволяет проводить площадную микронивелировку поверхности склона. Расстояние от двутаврового профиля до поверхности почвы благодаря применению шпитценмасштаба измеряется с точностью до 0,1 мм. Разница между последующим и предыдущим замерами в точке дает толщину смытого или намытого слоя. При набухании и усадке почвы, вызываемых колебаниями влажности, отметки поверхности изменяются в пределах, сопоставимых с понижением поверхности склона в результате эрозии. Это может привести к ошибкам в определении слоя смытой почвы, так как измерения могут проводиться при различной влажности грунта. Для исключения этого источника ошибок по углам площадки в промерных створах

в горизонтальном положении устанавливается несколько пластмассовых пластинок размером 1×1 см, фиксированных шпильками. Перед началом промеров определяются отметки пластинок. Разница между отметками пластинок за предыдущий и последующий замеры вносится в результаты вычисления толщины смытого или намытого слоя в качестве поправки с соответствующим знаком. Распределение смыва на площадке может быть представлено в виде изолиний, что позволяет оценить величину смыва в промоинах и в пространствах между промоинами отдельно. Поскольку данный метод предполагает установку стационарных реперов, его невозможно в таком виде использовать на обрабатываемых землях. На пашне стационарные реперы закладываются ниже глубины между промоинами отдельно.

Поскольку данный метод предполагает установку стационарных реперов, его невозможно в таком виде использовать на обрабатываемых землях. На пашне стационарные реперы закладываются ниже глубины пахотного слоя почвы, на них закрепляются переходники, а уже на них – двутавровый профиль. Для поиска вкопанных реперов требуется их очень точная привязка на местности. С этой целью на краю поля устанавливаются дополнительные ориентиры или реперы. После того, как по ним на пашне определено положение вкопанных реперов, они аккуратно обкапываются, вынутый грунт складывается на приготовленную пленку, а после проведения замеров также аккуратно засыпается обратно.

#### *Метод фотопрофилирования*

Для него создан прибор – реечный профилограф, с помощью которого поверхность эродируемой почвы измеряется фотографированием. Сам профилограф представляет собой деревянный или пластиковый брусок длиной до 1,5 м, в котором через одинаковое расстояние (2 см) параллельно друг другу просверлены отверстия. В них вставляются спицы одинаковой длины. При измерениях профилограф по краям опирается на два постоянных репера.

Высотное положение спиц повторяет микрорельеф поверхности створа, это положение фотографируется. Затем на фотографии по вершинам спиц вычерчивается линия профиля. Повторные измерения позволяют установить характер изменения поверхности. В камеральных условиях по фотографиям определяют площадь поперечного сечения и вычисляют объем смытой почвы (Егоров, 2009).

#### *Метод короткодистанционной стереофотометрической съемки*

Для детального изучения закономерностей и интенсивности эрозии на небольших площадках применяется метод короткодистанционной стереофотограмметрической съемки, который позволяет точно определить объем смытой и намытой почвы путем учета мельчайших изменений поверхности после выпадения ливня. Стереосъемка обладает высокой точностью, относительно небольшой трудоемкостью и хорошей наглядностью. Детальность получаемых изображений очень высока. Хорошо читаются следы ударного действия капель дождя и другие мелкие детали, легко отрисовываются элементы микроручейковой сети. Прибор для стереосъемки нетрудно изготовить самостоятельно. Для этого потребуется тренога с установленной на ее вершине панелью для размещения фотоаппаратов. От высоты треноги зависит площадь фотографируемого участка. Расстояние между объективами фотоаппаратов должно составлять от 1:10 до 1:5 расстояния до снимаемой поверхности. Применяемые фотоаппараты должны быть с одинаковыми объективами, можно использовать один фотоаппарат, делая им последовательно снимки из разных гнезд на установленной панели. Положение треноги должно фиксироваться реперами. Для масштабирования снимков в нижней части треноги рекомендуется натянуть сеть нитей через равные расстояния (Егоров, 2009).

#### **Полевые методы**

Основным документом, определяющим порядок оценки деградации почв в полевых условиях, является «*Методика определения ущерба от деградации почв и земель*» (1994). Для оценки степени деградации почв и земель используются индикаторные показатели, по которым установлены пороговые значения для определения потери природно-хозяйственной значимости земель. При этом необходимо введение дополнительных показателей, более полно характеризующих деградацию почв и земель.

Согласно методике, степень деградации определяется с помощью оценки следующих показателей: мощность абiotического (неплодородного) насоса (см), увеличение равновесной плотности сложения пахотного слоя (%), уменьшение мощности почвенного профиля (A+B) (% от исходного), потеря почвенной массы (т/га/год), содержание суммы токсичных солей в гумусовом слое (%), глубина провалов (см) относительно поверхности (без разрыва сплошности), уменьшение содержания физической глины по сравнению с недеградированными аналогами (%), коэффициент фильтрации (м/сут), стабильная структурная пористость (см<sup>3</sup>/г), каменистость (% покрытия), площадь обнаженной почвообразующей породы (C) или подстилающей породы (D), глубина размывов и водороев относительно поверхности (см), расчлененность территории оврагами (км/км<sup>2</sup>), проективное покрытие пастбищной растительности (% от зонального) и т.д. Установление степени деградации почв и земель возможно по любому из предложенных индикаторных и/или дополнительных показателей. При наличии двух и более существенных изменений индикаторных показателей оценка степени деградации почв и земель проводится по показателю, устанавливающему максимальную степень.

Многие из параметров определяются в процентном соотношении к недеградированным аналогам. Разброс значений данных параметров в самих нетронутых почвах достигает 20 – 30%. Деградация почв и земель по каждому индикаторному показателю характеризуется пятью степенями:

- 0 – недеградированные (ненарушенные);
- 1 – слабodeградированные;
- 2 – среднедеградированные;
- 3 – сильнодеградированные;
- 4 – очень сильнодеградированные (разрушенные).

Таким образом, множество физических и химических параметров может быть использовано при определении степени деградации почвы. Однако эти параметры меняются очень медленно, поэтому может потребоваться несколько лет, чтобы можно было установить изменения в почве.

В группу полевых наблюдений также включают почвенно-геоморфологическое профилирование и радиоизотопный метод.

#### *Почвенно-геоморфологический метод*

Данный метод основан, прежде всего, на предположении о постоянстве или закономерном изменении мощности перегнойно-аккумулятивных (гумусовых) горизонтов на незеродированных склонах. Трудности практического применения метода связаны с необходимостью учета естественной изменчивости верхних горизонтов почв в связи с неоднородностью состава поверхностных отложений, увлажнения и других факторов почвообразования. Определение интенсивности смыва начинается с заложения серии разрезов по линии тока от водораздела до тальвега ближайшей линейной эрозионной формы (ложбины, лощины). Разрез располагают с таким расчетом, чтобы охарактеризовать все сравнительно однородные части склона. Для получения профиля склона и привязки разрезов проводится инструментальная или полуинструментальная съемка линии тока. Величина смытого слоя определяется по разности между мощностью гумусовых горизонтов эталона и разрезов на склонах. При использовании этого метода наиболее ответственным моментом является установление эталонной мощности перегнойно-аккумулятивного горизонта. Поскольку рельеф является одним из

ведущих факторов почвообразования, то, очевидно, мощность перегнойно-аккумулятивного горизонта можно рассматривать как функцию уклона, длины склона и его экспозиции. В этом случае мощность перегнойно-аккумулятивного горизонта в приводораздельной части склона не может служить эталоном для остальной его части. В связи с этим возможность применения метода почвенно-геоморфологического профилирования для определения интенсивности и распространения эрозионных процессов должна быть обоснована специальными исследованиями. Большинство исследователей считает необходимым использование статистических расчетов для оценки мощности генетических горизонтов, зональных генетических особенностей отдельных типов почв и структуры почвенного покрова.

Существенным недостатком метода является зависимость точности результатов от морфологии почвенного профиля – общей мощности перегнойно-аккумулятивных горизонтов почв различных генетических типов. Маломощный гумусовый горизонт при распашке сразу же смешивается с нижележащим подзолистым или иллювиальным горизонтами, которые обладают большой естественной вариабельностью мощности. Именно относительно возможности оценки эродированности таких почв чаще всего высказываются аргументированные сомнения.

Результаты крупномасштабных почвенно-эрозионных съемок используются, главным образом, для планирования противоэрозионных мероприятий и агропроизводственной группировки почв, но карты и сам почвенно-морфологический метод могут быть применены при решении гораздо более широкого круга задач, в том числе палеогеоморфологических и экологических. В частности, возможны ландшафтное моделирование процессов смыва, оценка осредненной за агрикультурный период интенсивности смыва, определение объемов смыва и аккумуляции почвенного субстрата на склонах и в верхних звеньях гидрографической сети.

Почвенно-морфологический метод может быть использован во всем спектре склоновых эрозионных геосистем для выявления связей зависимостей смыва с другими компонентами геосистем (Егоров, 2009).

#### *Радиоизотопный метод*

Данный метод является косвенным методом оценки склоновой эрозии, учитывает изменения концентрации радиоактивных элементов как индикаторов интенсивности смыва почв и реперов датировки аккумулятивных толщ. Метод применим к почвам, загрязненным радионуклидами вследствие атмосферных ядерных испытаний или аварий на объектах атомной энергетики, и основан на учете содержания в почве радиоактивного элемента, перераспределенного в результате почвенно-эрозионных процессов (Егоров, 2009, Schuller et al., 2004).

Чаще всего для эрозионных исследований радиоизотопным методом используют измерения концентрации  $\text{Cs}^{137}$ . Так, Falujtar (2003) использовал метод радиоизотопов цезия для получения долговременных оценок эрозионного процесса на холмистых землях Словакии. Три конверсионных модели были выбраны для интерпретации измерений  $\text{Cs}^{137}$ : пропорциональная модель (proportional model (PM)), упрощенная массовая модель баланса (simplified mass balance model (MBM1) и стандартная массовая модель баланса (standard mass balance model (MBM2)). Средние показатели эрозии по данным PM составили 22,4 т/га, по MBM1 – 36,5 т/га и по MBM2 – 17,3 т/га. Автором было выявлено перераспределение цезия в зависимости от топографии. Содержание цезия было ниже на склонах, чем на равнинных участках, и оказалось максимальным в долине у подножия склонов. Falujtar отмечает, что использование выпавших радионуклидов в качестве меток перемещения почвенного материала покрывает многие ограничения традиционных методов оценки эрозии. Rodway-Dyer (2010) предлагает использовать радиоизотопного метода на основе  $\text{Cs}^{137}$  для оценки деградации земель, вызванной рекреационной деятельностью населения. Автор указывает, что данная



методика еще не применялась для оценки деградации земель с интенсивной рекреационной нагрузкой.

Yang с соавторами (2008) для оценки пространственного перераспределения частиц почвы при смыве в качестве радиоактивной метки применяют европий. Объектом изучения было выбрано бамбуковое поле, в котором было размещено 80 меток. Была обнаружена положительная зависимость между степенью смыва и длиной склона, а также крутизной. Между состоянием растительного покрова, содержанием органического углерода, содержанием частиц глины и степенью смыва зависимости обнаружено не было.

Mabit с коллегами (2009) описывают комбинированный подход, основанный на измерениях смыва со вспаханных участков и на оценке выпадения радиоизотопов  $\text{Cs}^{137}$  и  $\text{Pb}^{210}$ . Измерения проводились на вспаханных, необработанных участках и участках, где помимо вспашки склон засеивали растениями. Исследование показало, что радиоизотопы  $\text{Pb}^{210}$  не дают надежных результатов, поскольку их концентрации в почве недостаточны.

Некоторые исследователи говорят о перспективах так называемого метода техногенной магнитной метки, когда учет смыва-намыва почв и скорость, с которой произошли эрозионные деформации почвенного покрова, определяются по изменению содержания в почвах сферических магнитных частиц, попадающих в нее из атмосферы при сжигании угля и других видов топлива или при вулканических извержениях (Геннадиев с соавторами, 2002). В 2005 году группа Геннадиева (2005) провела анализ сопряженного использования радиоактивного и магнитного трассеров для количественной оценки эрозии почв. Методика представляет собой комплекс полевых методов (почвенно-морфологический, гамма-спектрометрическое измерение плотности загрязнения почв, съемка поверхности с использованием систем глобального позиционирования) и лабораторного контроля содержания изотопа  $^{137}\text{Cs}$  в пробах почв.

## **Дистанционные методы**

Дистанционные методы при определении структуры бассейновой эрозии являются ведущими методами картографирования поясов эрозии в речных бассейнах. Для этих целей на информативность анализируются различные материалы аэрокосмических съемок. Широкое использование дистанционных методов определяется рядом их преимуществ перед другими методами:

- Исключительно только по аэрофотоснимкам благодаря плановому изображению на них подстилающей поверхности в сочетании с высокой разрешающей способностью удастся охватить развитие эрозии целиком в границах конкретного бассейна. Это дает возможность установления пространственной организации эрозионно-аккумулятивного процесса.

- Свойства оптико-механической генерализации надежно дифференцируют эрозионные формы, позволяя идентифицировать доминирующий вид эрозии на данном участке бассейна. Топографические же карты даже крупных масштабов в качестве самостоятельных материалов при изучении структуры бассейновой эрозии могут иметь ограниченное применение.

- Прекрасная «читаемость» на аэрофотоснимках эрозионных форм. Это позволяет не только безошибочно их дешифровать, но и проводить целый комплекс морфометрических работ. Длины и площади четко изобразившихся эрозионных образований могут быть измерены на фотопланах с относительно малой погрешностью, составляющей 2 – 5% (Бобровицкая, 1986, 1997). Разрешающая способность человеческого глаза позволяет различать на снимках предметы, имеющие размеры около 0,08 мм; сравнивать друг с другом линейные величины, если разность между ними достигает всего 0,1 мм. Относительно слабо по аэрофотоснимкам распознаются микроручьи, все остальные эрозионные формы при использовании фотограмметрических приборов читаются по аэроснимкам безошибочно.

Данные, полученные с использованием дистанционных методов, используются в дальнейшем для картографирования деградированных почв.

### **Картографирование деградированных почв**

Перспективы исследования деградированных почв связаны с развитием дистанционных методов: аэро- и космической фотосъемки; наземной съемки с использованием спутниковой системы глобальной навигации, которая позволяет очень точно оконтуривать на местности эрозионные объекты и картографировать их. Характерной особенностью данных методов является очень высокая степень сжатия информации, обеспечивающая возможность анализа обстановки на больших территориях.

Карты эродированных земель можно рассматривать как основной источник информации для анализа эрозии почв. Главный принцип, положенный в основу составления карт, – как можно более детально (насколько позволяет заданный масштаб) отобразить распространение эродированных почв, степень их смытости по территории с сохранением особенностей местоположения и количественного соотношения между различными категориями смыва на локальных участках.

Наиболее распространенным видом метода картографирования являются почвенно-эрозионные карты. Масштаб почвенно-эрозионных карт зависит от целей картографирования. Для работ по проектированию и размещению противоэрозионных и противодефляционных мероприятий на территории отдельных хозяйств составляют карты масштаба 1:10000. Для обзора явлений эрозии на обширных территориях, а также для целей планирования сельскохозяйственного производства составляют карты, масштаб которых мельче: районные 1:25000; 1:50000; 1:100000; областные от 1:200000 до 1:600000; еще мельче масштаб карт на территорию всей страны или ее крупных частей.

Особенностью картографирования эродированных и дефлированных почв является необходимость выбора эталона полнопрофильной почвы, не затронутой процессами эрозии. Действительно, чтобы оценить, какая доля гумусового горизонта А или какие нижележащие горизонты потеряны, необходимо сравнить исследуемый профиль с образцом полнопрофильной почвы. Очевидно, искать его нужно там, где процессы эрозии не идут. Однако выбор эталона является весьма сложным вопросом методики почвенно-эрозионного картографирования (Кузнецов и Глазунов, 1996).

Для почвенно-эрозионного картирования характерно активное использование топографической основы. Однако при почвенно-эрозионной съемке оно довольно специфично. Широкое использование получили карты уклонов местности (крутизны склонов). Их составляют на основе топографических карт масштаба 1:10000 или 1:25000. Очевидно, чем гуще на карте расположены горизонталы, тем круче склон. Кроме карты крутизны склонов по топографической основе можно составить картограммы длин и экспозиций склонов. В исследованиях по линейной эрозии почв часто используют карту относительных высот (глубин местных базисов эрозии) (Кузнецов и Глазунов, 1996).

Использование аэрокосмических снимков значительно облегчает почвенное картографирование, делает его более детальным. Работы по составлению почвенно-эрозионных карт на основе аэрокосмических снимков проводят в три этапа. На первом, предполевом, этапе собирают и анализируют литературные и картографические материалы, а также материалы аэро- или космической съемки для изучаемой территории. В результате выбирают ключевые участки для полевых работ. На втором, полевом, этапе составляют подробные почвенно-эрозионные карты ключевых участков. На третьем – формируют таблицы и картотеки дешифровочных признаков, на основе которых и составляют методом экстраполяции почвенно-эрозионную карту.

## Математическое моделирование процессов деградации почв

Прогнозирование и оценка эрозии являются сложной задачей для исследователей еще с 1930-х гг. Большой научный интерес вызывают методы оценки эрозионного риска земель на основе математического моделирования процесса эрозии, поскольку позволяют прогнозировать возможность развития эрозии в результате совокупного действия определенных факторов.

Можно выделить три типа моделей для прогнозирования эрозии: эмпирические, полуэмпирические и физические. К настоящему моменту уже разработано несколько эмпирических и полуэмпирических моделей (Rahman et al., 2008). Наиболее общепринятыми являются модели «Универсальное уравнение потери почвы от эрозии (USLE)» и «Модифицированное универсальное уравнение почвенных потерь (RUSLE)» (Renard et al., 2001). Модель USLE была разработана для прогнозирования эрозии на пахотных землях и склонах (Saha, 2004). Уравнение имеет следующий вид:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P, \text{ где}$$

A – среднегодовая потеря почв, кг/площади/год,

R – индекс эродирующей силы дождя,

K – фактор подверженности почвы эрозии,

L – длина склона,

S – крутизна склона,

C – растительный покров,

P – почвозащитные мероприятия.

Позднее модель USLE была модифицирована за счет внесения коррективов в оценки параметров R и C. Так, к эродирующей силе дождевых капель была добавлена сила стока как оказывающая влияние на развитие эрозионного процесса, а растительный покров стал оцениваться на основе нескольких подпараметров (тип землепользования, влажность почв и др.).

## **Комбинирование методов математического моделирования с возможностями ГИС и дистанционного зондирования Земли**

В многочисленных исследованиях различные авторы комбинируют использование результатов математического моделирования с возможностями ГИС и данными дистанционного зондирования (Kheir et al., 2006, Wu and Wang, 2007, Zhang et al., 2009).

Ермолаев и Мальцев (2008) предлагают методику оценки эрозионного риска почвенного покрова в условиях равнинных ландшафтов умеренного пояса на базе широкого использования современных информационных технологий. На количественном уровне с высокой степенью пространственной дифференциации в исследовании были решены задачи по определению смыва почв в различных участках склонов под действием талого и ливневого поверхностного стока. Использование ГИС-технологий позволило впервые определить эрозионные риски для почвенного покрова восточного крыла бореального экотона Русской равнины в пределах Республики Татарстан. Разработана методика пространственной оценки эрозионных потерь почвы с учетом допустимых потерь и роли лесной растительности как мощного фактора, препятствующего развитию смыва почв.

В работе Zhang, Wang и Wu (2008) универсальное уравнение потерь почвы от эрозии (USLE) было положено в основу построения карт эрозионной опасности с помощью ГИС. Фактическая ситуация в исследуемом регионе (Chunhua County of Shaanxi Province, China) сравнивалась с результатами, полученными при построении тематических карт.

В статье Kheir (2006) разрабатывается модель с целью нанесения на карту рисков эрозии почв на репрезентативной площади в Ливане в масштабе 1:100000 с использованием пространственных баз данных и ГИС. На первом этапе были получены три основных карты: (1) потенциал стока, оцененный на основе данных о среднем ежегодном объеме осадков, возможности поглощения воды почвой и инфильтрации; (2) чувствительность ландшафта, основанная на

вегетационном покрытии и уклоне; и (3) эролируемость почвы. Следующий шаг – получение двух тематических карт: потенциальной чувствительности к эрозии, построенная по данным потенциального стока, и чувствительности ландшафта и рисков развития эрозии, основанной на карте потенциальной эрозии и картах эродированности почвы. Карта риска хорошо соотносится с полевыми наблюдениями. Используемая модель применима к другим областям Ливана.

Santini с соавторами (2010) описывают основанный на использовании ГИС инструмент программного обеспечения для качественной оценки риска опустынивания. Инструмент объединяет результаты нескольких моделей деградации почвы в ArcGIS, используя язык программирования Visual Basic. Предложенная методология была развита и проверена на Острове Сардиния (Италия). Шесть ведущих факторов опустынивания (перевыпас скота, продуктивность растительности, плодородность почвы, водная эрозия, ветровая эрозия и вклад морских вод) были использованы в модели (Model to evaluate overgrazing pressure: CAIA, Model to evaluate vegetation degradation: MOD17, Model to evaluate soil degradation: CENTURY, Model to evaluate soil erosion by water: RUSLE, Model to evaluate soil erosion by wind: WEAM, Model to estimate salt water intrusion: SHARP) по данным за два периода (начало 1990-х; 2005 год), чтобы исследовать образец пространственно-временного развития подверженных опустыниванию областей. Результаты были нормализованы, взвешены и объединены в Интегрированный Индекс Опустынивания (IDI) в пределах от 0 до 1 (от лучших до худших условий, соответственно) и классифицированы в пять уровней риска опустынивания.

Положительная сторона методов, основанных на математическом моделировании данных по эрозионно-аккумулятивному процессу, состоит в том, что при их использовании:

- есть возможность получения предельно точной информации о характеристиках смыва (направление потока веществ, места их отложения, скорость смыва и т.д.);

- ускоряется анализ и доступ к данным большого объема;
- появляется возможность точного прогноза развития почвенной эрозии.

Отрицательной стороной данной группы методов являются:

- необходимость использования большой выборки данных по характеристикам местности, климата и почвы;
- при моделировании процессов эрозии на той или иной местности очень часто возникают трудности с определением зависимостей между параметрами, когда они не столь очевидны;
- прогноз развития процесса почвенной эрозии может быть не точным.

### **Агрохимические параметры как индикаторы качества почв**

В агрохимии очень часто для оценки состояния почвы измеряют содержание гумуса, уровень pH, содержание азота, фосфора, калия и т.д.

Органическое вещество почвы считается наиболее важным показателем плодородия почвы. Оно влияет на такие параметры почвы, как емкость катионного обмена, буферные свойства, способность образования водорастворимых и нерастворимых соединений с металлами и ксенобиотиками, такими как пестициды. Так же органическое вещество влияет на физические параметры: образование и устойчивость почвенных агрегатов, влагоемкость, устойчивость к уплотнению и т.д. Кроме того, оно является резервуаром энергии химических связей, которая потребляется микроорганизмами и растениями.

Положительной стороной методов оценки агрохимических параметров является:

- разработанность;
- простота исполнения;



- наличие длинных временных рядов данных, построенных по данным показателям, что позволяет оценить динамику изменений в почве.

Из недостатков данной группы методов следует отметить:

- отсутствие комплексности;
- низкая чувствительность исследуемых почвенных параметров;
- высокий разброс получаемых данных.

Sombrero и de Benito (2010) использовали содержание органического вещества в почве для индикации динамики плодородия в пахотном горизонте при различных видах вспашки: плугом, минимальная и без вспашки. При этом было обнаружено, что при минимальной вспашке и обработке земли без вспашки вертикальная стратификация и содержание органического углерода получаются максимальными. Следовательно, данные виды обработки сельскохозяйственных земель позволяют достичь большего плодородия через высокое содержание гумуса и сохранение природной стратификации почвенных параметров.

Параметры состояния гумусного слоя, как основы плодородия и противоэрозионной способности почвы, по которому можно судить о степени смывости почвы, Сабо и Шурани (2001) рассматривают как метод оценки качества почвы. Среди таких определяющих параметров они называют содержание органических веществ (гумуса) в %, коэффициент стабильности почвы, определяемый качеством гумуса, и толщину гумусного слоя, см.

Надежным индикатором качества почвы Li с коллегами (2009) называют устойчивость почв к потерям – Т-критерий, который дает информацию о риске возникновения эрозии или потери плодородия. Множество факторов определяют величину Т, но среди главных авторы выделяют продуктивность почв и скорость почвообразования.

Moncrief с коллегами (2005) исследовали влияние типа посевов на потери почвы и органического углерода от снеготаяния. Было оценено четыре

водосборных бассейна. При этом проводился анализ химического состава стока, пробы которого отбирались автоматическим пробоотборником. Были оценены такие параметры, как содержание взвешенных веществ, БПК и ХПК. В результате процессов снеготаяния 1997, 1998 и 1999 гг. вынос веществ с полей, где выращивается люцерна, оказался больше, чем на полях, где выращиваются зерновые. Так же с территории сельскохозяйственных угодий, где выращивается люцерна, выносятся в 4 раза больше биологически окисляемых компонентов.

Franzluebbers (2001) провел ряд исследований по определению деградации почв из-за вспашки через оценку вертикальной стратификации основных параметров почвы, обеспечивающих ее плодородие. Среди них содержание органического углерода, общего азота, микробной биомассы и др. Автор проводит измерение указанных параметров на глубинах 5, 12,5 и 20 см. Им было обнаружено, что в сельскохозяйственных угодьях, не подверженных вспашке, вертикальная стратификация выражена больше, чем в местах обработки плугом (рис. 1).

Как правило, соотношение органического углерода и общего азота в слое от 0 до 5 к слою от 7,5 до 15 см в первом виде угодий было больше 2. А на участках обработки плугом данное соотношение было меньше 2. Так же автор отмечает меньший, чем при использовании органического углерода, разброс в получаемых данных при использовании соотношения микробной биомассы в различных горизонтах как показателя состояния почвы, сезонные колебания которого составили 3 – 6%.

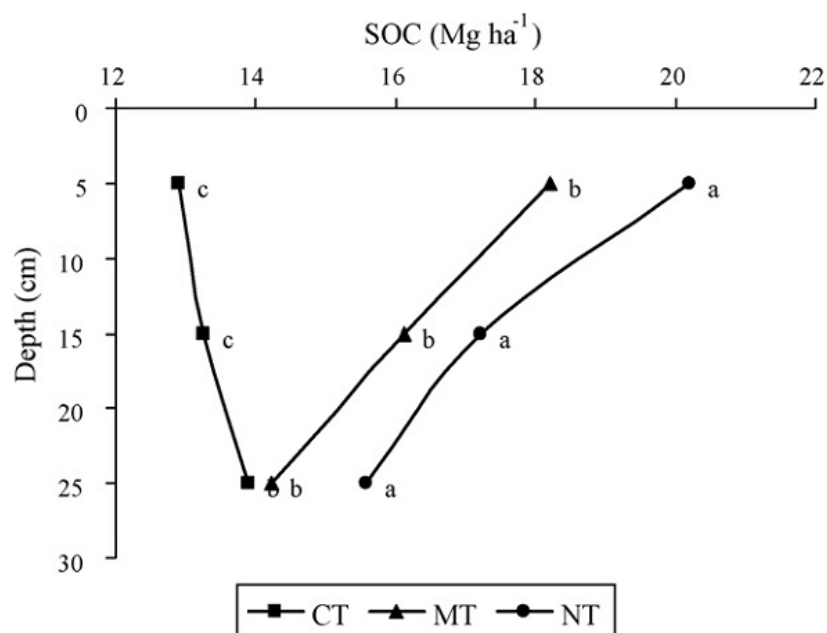


Рис. 1. Вертикальное распределение содержания органического углерода в пахотном горизонте (СТ – традиционная вспашка плугом, МТ – минимальная вспашка, НТ – без вспашки). По оси ординат – глубина, см. По оси абсцисс – содержание органического углерода, Мг/га.

### Биологические методы, применяемые для оценки степени деградации почв

В зарубежной литературе в последнее время предлагаются альтернативные методы оценки качества почв на основе биологических параметров (Pascual et al., 1998, Bastida et al., 2006)

#### *Фитотестирование как метод оценки степени деградации почв*

Растения – основные первичные продуценты, составляющие ядро наземных биогеоценозов (Розанов, 2004). Биологический круговорот начинается с изъятия ими минеральных веществ из почвы, и они же являются основным источником поступления органических веществ в педосферу. Кроме того, растения влияют на процессы почвообразования корневыми системами. Корневые системы растений оказывают влияние на физические и химические свойства почв, ее биологическую активность. Они изменяют структуру,

создают порозность почвы, влияют на воздушный режим почвы, участвуют в разложении минералов, снабжают почвенные микроорганизмы источниками органического питания. Благодаря корневым системам происходит биогенная аккумуляция и дифференциация веществ в почвенном профиле.

Из-за высокой степени зависимости растений от состояния почвы есть возможность их применения для оценки ее состояния. Биотест с помощью растений на фитотоксичность (фитотест) способен адекватно реагировать на экзогенное воздействие, что проявляется в морфологических и физиологических изменениях при росте и развитии растений. Положительными сторонами фитотеста являются:

- информативность,
- высокая чувствительность,
- стабильность получаемых результатов,
- разработанность методов.

#### *Микробиологические параметры, применяемые для оценки степени деградации почв*

В последние годы исследователи уделяют значительное внимание микробиологическим параметрам состояния почвы как индикаторам степени ее деградации.

Микроорганизмы разлагают органические остатки, превращая их в гумус. Они превращают сложные органические соединения в минеральные соли, доступные для растительности, усваивают атмосферный азот и снабжают им высшие растения, синтезируют сложные органические соединения, создавая биомассу. Микроорганизмы с помощью своих экзоферментов как источник пищи и энергии активно используют белок, простые сахара, крахмал, органические кислоты, спирты, альдегиды, разлагают клетчатку. Бактерии имеют узкоспециализированные ферменты, что позволяет им вести процессы

разложения с большой скоростью. Например, целлюлозу разлагают различные виды бактерий родов *Cytophaga*, *Clostridium*, *Celvibrio* и др.; крахмал – бактерии видов *Clostridium acetobutylum*, *Bacillus subtilis*, *Bac. mesentericus* и др., которые выделяют ферменты амилазу и глюкозидазу. Также они участвуют во всех окислительно-восстановительных процессах в почве, изменяя степень окисленности различных органических и минеральных соединений. Таким образом, практически все звенья почвообразовательного процесса связаны с жизнедеятельностью микроорганизмов. Следовательно, для оценки состояния почвы существует возможность использования биологических методов, основанных на использовании в качестве критерия тот или иной параметр растения или микроорганизмов (Ковда, 1988).

Почвенные микроорганизмы играют важнейшую роль в разложении почвенного органического вещества, и любые нарушения в почвенной экосистеме могут приводить к снижению как микробиологической активности, так и разнообразия или численности микроорганизмов (Giller et al, 1998), что может повлиять на циклы превращения основных питательных элементов в почве (Khan and Scullion, 2000). Следствием отрицательного влияния токсикантов на микроорганизмы может быть разобщение циклов питательных элементов в почве, ухудшение ее качества (Fernandez et al., 2009).

Параметры и функциональные критерии, используемые в экомониторинге должны ориентироваться на реакцию биосистем и отражать их неспецифический отклик в ответ на изменения экосистемных процессов или качества среды обитания, вызванных антропогенным воздействием. Параметры отдельных компонентов экосистем характеризуются разнообразными критериями, которые с учетом их статуса можно объединить в две группы (Соколов с соавт., 1999):

1. Фактологические, или статистические критерии (численность, соотношение, структура, разнообразие, удельная активность и т.д.), характеризующие параметры состояния экосистем и ее компонентов;

2. Функциональные, или динамические критерии (ассимиляция, питание, дыхание, выделение, сукцессия, самоочищение, скорость биопродукции), присущие как организменным параметрам, так и параметрам систем надорганизменного ранга (популяции, сообщества биогеоценозы).

Различные фактологические и функциональные критерии, характеризующие состояние экосистемы, используют в экомониторинге, а также для целей гигиенического нормирования и экологического прогнозирования. Для характеристики параметров внешней среды открытых экосистем используют факториальные критерии (интенсивность инсоляции и осадков, температура и др.).

Микрофлора почвы не находится в стабильном состоянии и ее численность меняется в зависимости от поступления и распределения в почве источников органического вещества, поэтому для характеристики почв целесообразно использование комплекса разных биологических показателей или показателей суммарной биологической активности. К числу наиболее перспективных относят процессы минерализации органического углерода и азота, биологическую фиксацию азота, активность некоторых почвенных ферментов и микробную биомассу, в сочетании с популяционными исследованиями (Fernandez et al, 2005).

Интенсивность минерализации органического вещества почвы широко используется в лабораторных и полевых исследованиях как показатель, чувствительный к токсическому действию металлов (Hernandes-Apaolaza et al., 2000, Almagro et al., 2009). Показатель базального дыхания ( $V_{\text{basal}}$ ) часто используется в качестве критерия для оценки почвенного плодородия и отражает доступность органического вещества для почвенных микроорганизмов, поскольку весь углерод, теряемый почвой с дыханием, должен проходить через микробный пул (Writter, 1996). Кроме того, диоксид углерода служит одной из главных составных частей почвенного воздуха, является наиболее мобильной, всепроникающей и реакционной субстанцией

биосферы, играет важную роль в почвенных процессах (Liang et al., 2003). Показатель респираторной активности используется при определении интенсивности процессов разложения органического вещества микроорганизмами. Так, в работах ряда авторов показано, что скорость разложения органических остатков в разных типах почв коррелирует с продуцированием CO<sub>2</sub> и повышением биогенности почв (Фрунзе, 2007, Busbya et al., 2007).

Bastida с соавторами (2006) предлагает для оценки качества почв использовать индекс деградации почвы, основанный на ее микробиологических параметрах, таких как дегидрогеназная и уреазная активности, содержание водорастворимых углеводов и водорастворимого углерода, а также дыхание. Указанная группа ученых успешно использовала микробную биомассу для оценки деградации почвы в юго-восточной части Испании. При этом была обнаружено, что данный параметр тесно связан с состоянием растительного покрова и агрохимическими параметрами.

Franchini с коллегами (2007) показали, что параметры, связанные с микробиологической активностью, более чувствительны к методам обработки почв и посева культур, чем показатели общего содержания углерода и азота, что делает микробиологические параметры полезными индикаторами качества почв в тропиках. Определялись микробиологические и химические параметры в почвах с различными системами обработки (необрабатываемые, традиционная обработка и севооборот культур). Показатели углерода и азота микробной биомассы были на 80% и 104% выше в необрабатываемых почвах, чем на почвах с традиционной обработкой, но севооборот не оказывал влияния на эти параметры. Метаболический коэффициент был также выше в необрабатываемых почвах. Содержание же азота и углерода зависело от возделываемой на поле культуры.

Многие программы мониторинга окружающей среды используют в качестве индикаторных признаков микробиологические параметры (Bloem et

al., 2006), потому что микроорганизмы в общем, и почвенные в частности, играют ключевые роли в разрушении и круговороте органических веществ, имеют короткое время отклика на изменения факторов окружающей среды и дают суммарную оценку состояния исследуемого объекта.

Критериями для выбора в качестве индикатора того или иного микробиологического признака являются:

- чувствительность к антропогенному воздействию;
- тесная взаимосвязь с параметрами почвы, которые обеспечивают ее плодородие;
- возможность использования показателя для объяснения процессов, наблюдаемых в экосистеме;
- удобство и выгода использования для землепользователей;
- легкость и дешевизна измерения.

Существуют множество методов оценки характеристик микробного сообщества. Некоторые авторы предлагают оценивать микробную биомассу и численность. В данную группу входит множество традиционных методов, основанных на прямом подсчете (Zuberer, 1994, Alef, 1995). Главным требованием метода прямого счета является возможность выращивания культур в лабораторных условиях. Некоторые виды микроорганизмов успешно культивируются в искусственных средах. Однако существуют и такие, которые даже при большом присутствии в почве не показывают роста в лабораторных условиях. Отрицательной стороной данной группы методов является и то, что нередко они являются субъективными и требуют много времени для исполнения.

Другие исследователи изучают активность микроорганизмов. В настоящее время существует группа методов, которые позволяют оценивать состояние микробного сообщества почвы как в целом (т.е. через респирацию и минерализацию), так и по отдельным функциональным группам (нитрификация и денитрификация).



Микробная активность делится на потенциальную и актуальную. Актуальная активность наблюдается в естественных условиях, где существует множество негативных факторов, оказывающих ограничивающий эффект. Данный вид может легко и быстро быть определен полевыми методами. Однако в виду высокой чувствительности микробного сообщества к разного рода внешним воздействиям, данные параметры имеют существенные недостатки. А именно, при действии нескольких негативных факторов не существует возможности определить их влияние каждого в отдельности. Кроме того, по указанной выше причине, данные методы имеют большой разброс в полученных данных.

Потенциальная активность – это активность микроорганизмов, включая ферментативную активность, которую они могут показать при оптимальных условиях окружающей среды, таких как температура, влажность, содержание питательного субстрата и др. При оптимальных условиях показатели активности микробного сообщества, как правило, стабилизируются и мало реагируют на незначительные изменения внешних условий.

#### *Микробная биомасса как показатель состояния почв*

Микробная биомасса почвы – это наиболее подвижная фракция органического вещества почвы, способная быстро реагировать на изменения состояния почвы и коррелирующая с микробиологической активностью (Chander et al., 2001, Huang et al., 2008, Chodak et al., 2009). Кроме того, уровень биомассы является гораздо более чувствительным индикатором изменений среды, чем общее содержание органического вещества почвы, поскольку изменения биомассы проявляются в первую очередь (Brookes, 2005). В ненарушенных почвах существует достоверная линейная зависимость между содержанием органического вещества и объемом почвенной микробной биомассы. В норме углерод почвенной микробной биомассы составляет приблизительно 1–4% от общего органического углерода почвы, что зависит от

типа почвы и ее обработки, а также климатических условий (McGrath et al., 1995). Соотношение углерода микробной биомассы и общего органического углерода почвы может служить показателем функционирования почвенной экосистемы, поскольку является «внутренним стандартом» (Dahlin, 1997). Отклонение соотношения от нормального уровня (характерного для определенного климата, типа и обработки почвы) свидетельствует об отклонениях в функционировании почвенной экосистемы и необходимости дальнейших исследований (Сусьян и др., 2008). Однако общий уровень биомассы не указывает на ее активность, поскольку отражает лишь количество присутствующих в почве микроорганизмов, поэтому его изменение может свидетельствовать как о влиянии на общие микробиологические процессы, так и на специфические группы микроорганизмов (Mc Grath et al., 1995).

Помимо измерения почвенного дыхания и микробной биомассы как самостоятельных показателей, определенные изменения которых могут свидетельствовать о стрессовом влиянии на сообщество, в настоящее время все чаще используют соотношение этих характеристик – метаболический коэффициент  $qCO_2$ , который является универсальным индикатором нарушения экологического равновесия системы и наглядно отражает способность микробного сообщества преодолевать внешние воздействия (Благодатская и др., 2001). Изменение величины  $qCO_2$  почвы, как правило, увеличение, отмечается и при различных антропогенных воздействиях, в частности при многолетнем возделывании монокультуры сельскохозяйственных растений (Ананьева и др., 2002а,б).

#### *Активность микроорганизмов почвы как показатель ее состояния*

В ряде исследований установлено, что среди различных биохимических критериев, обычно используемых при определении биогенности почв, наиболее показательным является азотфиксирующая активность. Свободноживущие азотфиксирующие бактерии повсеместно распространены в почве и включают

виды, способные фиксировать азот в аэробных, микроаэрофильных и анаэробных условиях. Биологическая фиксация азота осуществляется при участии фермента нитрогеназы, который присутствует в клетках представителей трех основных типов микроорганизмов: автотрофных, гетеротрофных и симбиотических (Иутинская и др., 1997). Чувствительным индикатором неблагоприятных свойств почвы является и азотобактер как один из активных свободноживущих фиксаторов атмосферного азота (Кураков и др., 2000).

Важным показателем плодородия почвы является уровень ее ферментативной активности, который отражает деятельность почвенной биоты и может служить для диагностики происходящих в ней изменений (Киреева и др., 2004, Li et al., 2009). Так, Свирскене (2003), изучая антропогенное воздействие на микробиологические и биохимические свойства окультуренных почв Литвы, установил, что ферментативная активность по инвертазе и уреазе, численность азотобактера, а также суммарная биологическая активность почвы в большинстве случаев более чувствительны и достоверны, чем численность микроорганизмов основных групп и накопление аминокислот, отражают экологическое состояние и плодородие почвы.

В почвах естественных экосистем, где экологические параметры находятся в состоянии экологического равновесия, динамика ферментативной активности обусловлена, главным образом, естественными сезонными колебаниями гидротермического режима, микробиологической активности почвы, развитием растений. Очевидно, что в таких условиях она относительно стабильна. Сельскохозяйственное использование почв приводит к изменению направленности почвенных процессов под влиянием агроэкологических факторов (Хазиев и Гулько, 1991). Исследование ферментативной активности дает информацию о протекании биохимических процессов в почве и позволяет судить о состоянии микробного сообщества, например, в условиях стресса или восстановления (Madejon et al., 2001).

Наиболее часто о биологической активности почвы судят по ферментам, характеризующим важнейшие процессы материально-энергетического обмена в почве: окислительно-восстановительные ферменты (дегидрогеназа, каталаза); ферменты, осуществляющие превращения азотсодержащих соединений (протеаза, уреазы), фосфора (нуклеаза, фосфатаза), углеводов (целлюлаза, инвертаза), серосодержащих органических соединений (арилсульфатаза) (An and Kim, 2009, Chaer et al., 2009). Внутри этих групп активность ферментов коррелятивно связана друг с другом, поэтому можно ограничиться определением активности одного представителя каждой группы (Гончарук и Сидоренко, 1987).

Дегидрогеназная активность является индикатором общей метаболической активности микроорганизмов, так как дегидрогеназа является внутриклеточным ферментом и ее активность коррелирует с минерализацией органического вещества. Уреаза и протеаза используются как индикаторы изменений азотного цикла в почве, поскольку являются ферментами трансформации соединений азота в среде (Lai et al., 1999). Одним из важных показателей биологической активности почвы является ее способность разлагать целлюлозу. Целлюлолитическая активность свидетельствует о напряженности биологических процессов в почве. Чем интенсивнее разлагается целлюлоза, тем быстрее осуществляется биологический круговорот элементов и тем полнее культурные растения обеспечиваются питательными веществами. Анализ данных литературы показывает, что целлюлолитическая активность широко используется при биологической индикации загрязнения почв тяжелыми металлами и диагностике происходящих в них при этом изменений (Галиуллин и др., 1996).

Reicosky с коллегами (2005) использовали базальную респирацию как индикатор состояния почвы при изучении влияния традиционной вспашки на окружающую среду. При этом было обнаружено, что данный параметр является очень чувствительным к изменениям внешних условий. Так указанные

исследователи свидетельствуют о суточных колебаниях выделения  $\text{CO}_2$  до 40%. Кроме того, колебания количества выделяющегося углекислого газа зависят от времени года, потому что было обнаружено, что в начале вегетативного сезона колебания достигают 60%, а к концу – 25%.

### *Структура микробного сообщества как показатель состояния почв*

Для суждения о почвенном состоянии, особенно при наличии антропогенных нагрузок, перспективно использовать биологические показатели, отражающие деятельность почвенных микроорганизмов в конкретных условиях почвенной среды. При этом необходимо учитывать, что важным следствием воздействия на почву являются нарушения в структуре микробного ценоза, приводящие к изменению соотношения разных групп микроорганизмов и сокращению их разнообразия.

Микробный ценоз (или микробное сообщество почвы) – это совокупность популяций микроорганизмов, населяющих участок среды с более или менее однородными условиями (микроклимат, водный режим, почвенные условия) и осуществляющих трансформацию органических и минеральных веществ данного биогеоценоза. Соответственно этапам последовательной трансформации субстратов, структура микробного ценоза может быть представлена совокупностью эколого-трофических групп микроорганизмов. Это представители зимогенной группы микроорганизмов, разлагающие свежие органические остатки, автохтонной, разлагающей сложные перегнойные вещества почвы, олиготрофной, растущей при низкой концентрации питательных веществ и завершающей процесс минерализации органических веществ, и автотрофной, трансформирующей минеральные соединения почвы (Мишустин, 1982). Для оценки активности биологических процессов, протекающих в почве, проводят микробиологические и биохимические исследования с последующим вычислением коэффициентов, отражающих доминирующее действие той или иной группировки микроорганизмов.

Например, размножение бактерий, использующих минеральные формы азота, отражает коэффициент минерализации. Коэффициент олиготрофности отражает степень истощения в почве доступных микроорганизмам питательных веществ. Для учета интенсивности накопления гумусовых веществ в почве используется коэффициент педотрофности (Евдокимова и Мозгова, 2001).

В качестве показателей структуры микробного ценоза также можно рассматривать численность микроорганизмов разных эколого-трофических и систематических групп. Наиболее многочисленной группой почвенных микроорганизмов являются микромицеты, составляющие 90% и более от общих запасов микробной биомассы и являющиеся главными редуцентами таких биополимеров, как хитин, целлюлоза, лигнин, а также создаваемых человеком биополимерных соединений (Звягинцев и др., 1996). Актиномицеты также участвуют в деструкции органического вещества, разлагая трудно доступные для других микроорганизмов соединения, включаясь в конвейерную переработку растительных материалов на последних этапах (Звягинцев и Зенова, 2001). Увеличение численности покоящихся форм может свидетельствовать о неблагоприятных условиях в почве, приводящих к активации спорообразования. Прямая корреляционная зависимость между численностью определенной физиологической группы и общей микробной биомассой может свидетельствовать о том, что именно эта группа организмов причастна к изменениям общей биомассы (Кутузова и др., 2001).

Антропогенное воздействие может вызывать изменения в составе сообщества. Некоторые виды могут исчезать, тогда как другие увеличивать свою численность за счет снижения конкуренции. Такое замещение может не отражаться на показателях микробиологической активности, таких как, например, дыхание или биомасса. Любое загрязнение вызывает определенные изменения микробного сообщества, в которых можно выделить несколько адаптивных зон: сохранение стабильности состава сообщества (зона

гомеостаза), перераспределение доминантных популяций (зона стресса), преимущественное развитие устойчивых популяций (зона резистентности) и полное подавление роста и развития микроорганизмов в почве (зона репрессии) (Гузов и Левин, 1991).

Существенно меньше публикаций посвящено изучению воздействия токсикантов на структуру сообществ и биологическое разнообразие микроорганизмов. Ранее анализ структуры почвенных микробных сообществ базировался на технике культивирования микроорганизмов на средах, предназначенных для выявления максимального количества видов. Однако в настоящее время установлено, что менее 0,1% микроорганизмов, обитающих в почве, могут быть выявлены методом посева на известные среды (Hill et al., 2000).

Шатохина с коллегами (2003) в исследовании зависимости биологической активности чернозема от экспозиции склона пришли к выводу, что численность основных физиологических групп микроорганизмов наравне с показателями биохимической активности оказывает заметное влияние на процессы гумусообразования в почве. Различия в гидротермическом режиме на склонах разной экспозиции в значительной мере определяли интенсивность биохимических процессов в почве. На южном склоне выше была активность гидролиза (инвертазы), а на северном – оксидоредуктаз (дегидрогеназы). Различия в экспозиции склонов оказались также достоверным фактором при сравнении годовой динамики основных таксономических групп микроорганизмов. На склоне северной экспозиции почвы характеризовались наибольшей плотностью бактерий с олиготрофным типом питания, на водоразделе была выше численность евтрофов, на южном склоне накапливалось больше микромицетов и целлюлозоразрушающих микроорганизмов, а на склоне восточной экспозиции – актиномицетов. На основе регрессионных зависимостей для чернозема обыкновенного установлена достоверная связь между содержанием гумуса в почве и основными

микробиологическими и биохимическими показателями. Прямую связь с гумусом имело соотношение С<sub>гк</sub>/С<sub>фк</sub>, а обратная связь наблюдалась с численностью олиготрофных бактерий, актиномицетов и бактерий, усваивающих минеральные формы азота.

Как отмечает Стахурлова (с соавт., 2007), несмотря на большое количество работ, посвященных изучению биологической активности, структура микробного комплекса и фитотоксичность почв, черноземов в частности, исследованы крайне недостаточно. Важными представляются сравнительные данные, полученные в условиях агроценозов и ненарушенных экосистем. Стахурлова с коллегами наблюдали за изменением агрохимических показателей, численности основных эколого-трофических групп микроорганизмов и фитотоксичностью луговато-черноземных почв в системе залежь-лесополоса-пашня. Характеристику структуры микробного сообщества почвы проводили по коэффициентам, предложенным Андреюк. Рассчитывали следующие показатели эколого-трофической структуры: коэффициент иммобилизации минерального азота, коэффициент олиготрофности, коэффициент педотрофности. Таксономическую структуру микробного сообщества оценивали по соотношению мицелиальных и бактериальных микроорганизмов.

Исследователями было установлено, что коэффициент иммобилизации закономерно снижался по мере окультуривания почвы, что свидетельствует об уменьшении доли закрепленного в микробной биомассе азота. Коэффициент педотрофности, наоборот, возрастал, что объясняется интенсивной деградацией гумусовых веществ при длительном окультуривании почвы. Немаловажную роль в трансформации азота в почве играют олигонитрофильные микроорганизмы. Было выявлено, что по сравнению с почвой, взятой под лесополосой и некосимой залежью, количество олиготрофов на пашне возрастает.



Длительное сельскохозяйственное использование черноземов способствовало снижению общей численности грибов в три раза, что свидетельствует об исчерпании легкоразлагаемого органического вещества в почве.

Авторы отмечают также изменения в составе микромицетов. Под залежью некосимой обнаружены типичные для чернозема виды и роды: *Acremonium*, *Cephalosporium*, *Aspergillus candidus*, *Penicillium tardum*. В ранге часто встречающихся – роды порядка *Mucorales*, а роды *Fusarium* и *Sporotrihum* – в ранге редко встречающихся.

Под залежью косимой в комплексе микромицетов не происходит существенных изменений по сравнению с некосимой. Снижается плотность видов *Mucorales*, *Fusarium*, *Cladosporium*, разлагающих свежий растительный опад.

Смена фитоценоза при закладке лесных полос способствует перегруппировке в составе микромицетов. В почве лесополосы часто встречаются роды порядка *Mucorales*, принимающих активное участие на начальных этапах разложения растительных остатков, появляются целлюлолитические виды: *Trichoderma*, *Humicola*, *Stachybotrys*, а доля фитопатогенов: *Aspergillus* и *Penicillium*, резко снижается.

Авторы также наблюдали, что после 12-летнего использования пашни значительно повышается плотность видов – *Aspergillus ustus*, *Aspergillus niger*, *Fusarium*, *Penicillium daleae* – индикаторов «почвоутомления». В почве 47-летней вспашки часто встречаются фитотоксичные виды: *Aspergillus ustus*, *Penicillium daleae*, *Penicillium rubrum*. В почве 108-летней пашни значительную долю в составе грибов занимают активные продуценты токсинов: *Aspergillus flavus*, *Aspergillus ustus*, *Penicillium funiculosum*.

Таким образом, авторы делают вывод, что длительное окультуривание почвы приводит не только к уменьшению содержания общего азота, но и к

изменению комплекса микромицетов – повышается плотность токсинообразователей и активных минерализаторов органического вещества.

Полянская и Звягинцев (2005) в качестве важнейших индикаторов экологического состояния почв называют: общее количество микробной биомассы, распределение ее по профилю, доля прокариотного комплекса во всей биомассе, соотношение спор и мицелия в комплексе грибов. Авторы отмечают, что эти индикаторы дают основание для количественной оценки нарушений в комплексе почвенных микроорганизмов. Методом флуоресцентной микроскопии (окрашивание почвенной суспензии акридином оранжевым, калькофлуором) они определяли биомассу микроорганизмов с учетом их распределения по почвенному профилю, а также ее структуру (биомасса мицелия и спор грибов, клеток бактерий и мицелия актиномицетов). Исследовано 5 различных типов почв из ненарушенных биогеоценозов, а также подвергшихся антропогенным воздействиям (распашка, известкование, внесение удобрений, загрязнение тяжелыми металлами). Во всех почвах биомасса грибов преобладала над биомассой бактерий. В пахотных почвах грибная биомасса уменьшается в 5 – 10 раз по сравнению с целинными почвами. В ходе исследования было выявлено, что антропогенные факторы наиболее сильно влияют на биомассу грибов и в гораздо меньшей степени на биомассу бактерий.

Ковалева с коллегами (2007) исследовали структуру бактериальных сообществ в естественных и антропогенно-нарушенных бурых лесных почвах ботанического сада (п-ов Муравьева-Амурского). Ими было показано, что высокое содержание гумуса в этих почвах и слабокислая реакция среды обеспечивают оптимальные условия для развития в них бактерий. Для бактериальных сообществ изученных бурых лесных почв, различающихся по мощности гумусового горизонта, характерно высокое разнообразие и присутствие всех эколого-трофических групп бактерий. Структура бактериальных сообществ практически не меняется по профилю (в пределах

исследованных органо-минеральных горизонтов почв), но варьирует по сезонам. Весной в бактериальном комплексе доминировали бациллы и миксобактерии (бактерии гидролитического комплекса), осенью – миксобактерии и спириллы. Спириллы являются индикатором повышенной влажности почв, поэтому они появляются в период максимального выпадения осадков. Проведенный факториальный анализ позволил выявить достоверное превышение численности бактерий в целом в антропогенно-нарушенных почвах и грунтах по сравнению с естественными почвами.

В антропогенно-нарушенной бурой лесной оподзоленной почве доминирующее положение в бактериальном комплексе (в отличие от естественных почв) занимали бактерии рода *Arthrobacter*. Процентное содержание миксобактерий и спирилл было примерно таким же, как и в ненарушенных почвах. Следует отметить увеличение относительного обилия пигментных коринеподобных бактерий, представленных родами: *Cellulomonas*, *Curtobacterium*, *Clavibacter*, *Rhodococcus*, *Micrococcus*.

В насыпных грунтах, взятых с обочин автострады, констатировали еще большее (по сравнению с антропогенно-нарушенными почвами) увеличение доли артробактера в бактериальном комплексе. Бактерии этого рода относятся к группе олиготрофов, стратегия которых определена как выживание в неблагоприятных условиях.

Таким образом, авторами было установлено, что в антропогенно-нарушенных почвах и грунтах увеличивается доля коринеподобных бактерий, устойчивых к стрессам и способных к деструкции ксенобиотиков.

Методы учета биологического разнообразия и структуры микробного сообщества находятся на этапе развития. В данную группу входят наиболее современные методы, которые позволяют получить подробную экологическую информацию о микробном сообществе почвы.

В последние 20 лет произошло много технологических изменений, касающихся описания структуры микробного сообщества, не основанных на

культивировании. Традиционные методы основаны на культивировании на селективных средах при определенных условиях в лаборатории. «Изоляты» могут быть оценены по их физиологическим свойствам и идентифицированы с использованием морфологических, физиологических, биохимических и генетических тестов. Однако методы культивирования возможны лишь для 1% бактерий и 17% микроскопических грибов, поэтому методы, основанные на культивировании, не позволяют оценить микробное разнообразие в полной мере (Leskie, 2005). Более того, не исключено, что в результате неосновные для данного сообщества виды способны к культивированию на селективных средах, а виды-доминанты – нет, т.е. использование культивирования может привести к принципиально неверному отражению структуры сообщества (Anderson, 2003). Знания о физиологии бактерий и грибов ограничиваются информацией о физиологии тех немногих организмов, которые человек научился культивировать.

Современные динамично развивающиеся молекулярные и биохимические методы позволяют определить структуру микробного сообщества во всем его разнообразии и оценить функции различных микроорганизмов в сообществе. Эти новые знания позволяют составить представление о многообразии микрофлоры и влиянии структуры сообщества на функционирование экосистемы.

### **Комплексные методы оценки деградации почв – Индексы деградации**

В настоящее время для оценки качества почв и степени их деградации все чаще применяется комплексный подход, заключающийся в оценке качества почв различными методами и объединении полученных результатов в виде одного числа – индекса. Схема комплексного исследования почв представлена на рис. 2.

Индексы деградации (или индексы деградированности, или индексы качества почв), широко представлены в зарубежной и отечественной научной

литературе (Chikhaoui et al., 2005, Paz et al., 2006, Bastida et al., 2008). Под индексом деградации понимается минимальный набор параметров, выраженный в виде численного значения, который дает информацию о способности почвы продолжать выполнять свои основные функции (Bastida et al., 2008). Индекс деградированности отражает позитивные и негативные изменения свойств почв при воздействии (Lemenih et al., 2005). В указанный набор различные авторы включают различные параметры, однако в большинстве случаев они относятся к физическим, химическим, микробиологическим и биохимическим характеристикам почвы (Papendick and Parr, 1992, Garcia et al., 1994, Glover et al., 2000, Kang et al., 2005, Bastida et al., 2008).

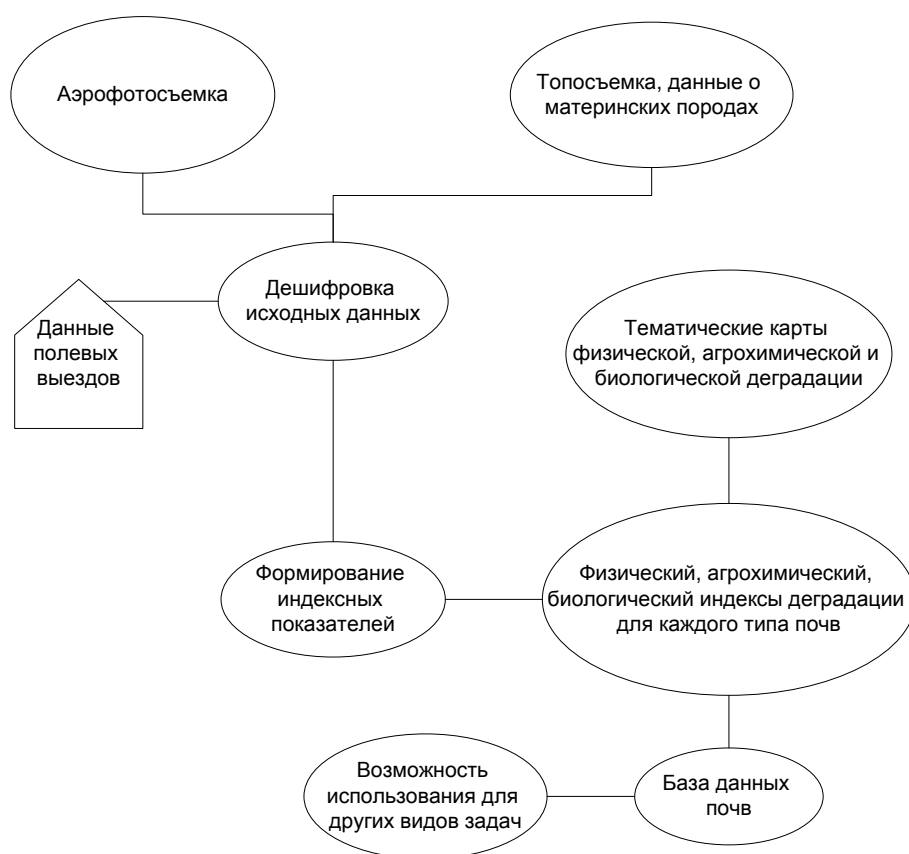


Рис. 2. Схема построения базы данных индексов деградации почв

Основными физико-химическими параметрами состояния почв являются рН, содержание органического углерода, общего азота, доступного фосфора, обменных Са, Mg, К, Na, емкость катионного обмена, насыщенность основаниями, ГМС (содержание песка (2 – 0,05 мм), ила (0,05 – 0,002 мм) и глины (менее 0,002 мм)), плотности агрегатов (bulk density) и пористость.

Одним из подходов оценки качества почв является простое сложение значений указанных параметров, выраженное в % от контроля (Lemenih et al., 2005). Данный подход был апробирован для оценки степени деградированности почв Эфиопии, теряющих свое качество в результате сельскохозяйственной переэксплуатации: были обследованы образцы почв, отобранных с участков, на которых выращивалась кукуруза *Zea mays L.*, *Sorhum bicolor L. Moench*, *Triticum spp.*, *Eragrostis tef*, *Hordeum spp.* в течение 7, 10, 26, 34 и 53 лет. При расчете индекса исследователи использовали все указанные выше параметры, за исключением рН, соотношения С:N и содержания обменного натрия, т.к. из-за различий в типах почв данным параметрам нельзя было дать качественного описания («позитивно»-«негативно»).

Авторы Diodato и Ceccarelli (2004) предлагают использовать следующий подход. Для расчета индекса деградированности используют 3 фактора:

– геоморфологический – объем смыва, т/га

– биоклиматический -  $b = \frac{PMA}{(TMA + 10) + \frac{Pa}{Ta + 10}} \times \frac{1}{2}$ , где

РМА – годовое количество осадков, мм;

Ра – количество осадков в самый сухой месяц, мм;

ТМА – среднегодовая температура, °С;

Та – температура в самый сухой месяц, °С.

– педофизический – мощность гумусового горизонта, см.

Для совмещения факторов авторы предлагают MVIK – multivariate geostatistic techniques indicator Kriging (Мультивариативный геостатистический индикатор Кригинга), суть которого состоит в том, что на основании значений

трех факторов для определенной территории строится карта. Затем карты интегрируются с учетом, что веса факторов равны.

С использованием описанного подхода была построена карта провинции Бенэвенто (Италия), на которой были разделены т.н. регионы с недопустимым уровнем деградированности и устойчивые почвы.

De Paz с соавторами (2006) предлагают способ построения карт с использованием ГИС-технологий на основе 3 индикаторов состояния почв – физического, химического и биологического.

Физический индекс PDI рассчитывается на основании метода, предложенного ФАО (FAO-P-NUMA-UNESCO (1980). Использование физических характеристик для оценки качества почв связано со следующим. Порозность, структура, водоудерживающая способность и другие физические свойства почв влияют на движение влаги и питательных элементов и ростовые условия для корней растений. Их изменение будет приводить к снижению почвенного плодородия.

$$PDI = \frac{CI}{\%SA + (FC - WP) \cdot 100} \times 100,$$

где CI – crusting index (индекс поверхностных отложений)

$$CI = \frac{1,5 \times \%FS + 0,75 \times \%CS}{\%Cy + \%OM \times 10},$$

SA – процент стабильности почвенных агрегатов,

FC – field capacity (см.куб/см.куб),

$FC = 0,2391 - 0,0019 \cdot Sn\% + 0,0036 \cdot Cy\% + 0,0299 \cdot OM\% - WP$ ,

WP – wilting point (см.куб/см.куб),

$WP = 0,0260 + 0,005 \cdot Cy\% + 0,0158 \cdot OM\%$ ,

Sn-sand%,

Cy-clay%,

OM-organic matter, %,

FS – fine silt%,

CS – coarse silt%.

Химический индекс CDI рассчитывался исходя из особенностей региона, в котором работали авторы – область Валенсия в Испании. Для него характерны засоление и защелачивание. Поэтому при расчете индекса используются данные о суммарном содержании солей, обменного натрия и значении емкости катонного обмена

$$CDI = \frac{Salts + Na}{CEC},$$

где Salts – содержание растворимых солей (meq/100g) =  $13,5 * EC1 * HS(\%) / 1000$ ,

$$EC1 = 5,971 EC + 0,308,$$

EC – электрическая проводимость почвенной водной вытяжки (1:5),

HS – soil water content in saturation,

$$HS = 28,215 + 6,09 * OM\% + 0,243 * Cy\% - 0,11 * Sn\%,$$

Na – содержание обменного натрия, mequiv/100g,

CEC – емкость катионного обмена, mequiv/100g.

Авторы также выделяют биологический индекс BDI, который равен  $1/OM$ .

Полученные значения индексов авторы предлагают относить к одному из пяти классов, согласно разработанным шкалам. Затем полученные значения индексов можно усреднить.



## 2. ОТБОР ПРОБ

Отбор проб производят с пробных площадок размером 1,5х1,5 м, зачищенных от подстилки и дерна. По склону прокладывают трансекту, на которой выбирают характерные точки.

### *Отбор проб почвенным буром на глубину 20 см*

По 4 крайним угловым точкам площадки проводят отбор проб. Отбор проводят земляным буром, рабочая часть которого представляет собой полый цилиндр с режущей частью на конце. Бур закручивают с силой в почву на глубину 20 см и затем вынимают. Отобранные пробы помещают в бумажные конверты.

### *Отбор проб в гумусовом горизонте*

Отбор проб с гумусового горизонта так же проводят с помощью почвенного бура на глубину гумусового горизонта. Глубину гумусового горизонта предварительно определяют в почвенном разрезе.

### *Хранение проб*

Отобранные пробы помещают в холщовые мешки и сушат при комнатной температуре до постоянной массы. В дальнейшем они хранят в темноте при комнатной температуре.

### **3. ПОДГОТОВКА ПРОБ**

#### **3.1. Метод квартования (ГОСТ 12536-79)**

Среднюю пробу для анализа следует отбирать методом квартования. Для этого распределяют почву тонким слоем по листу плотной бумаги или фанеры, проводят ножом в продольном и поперечном направлениях борозды, разделяя поверхность почвы на квадраты, и отбирают понемногу почвы из каждого квадрата.

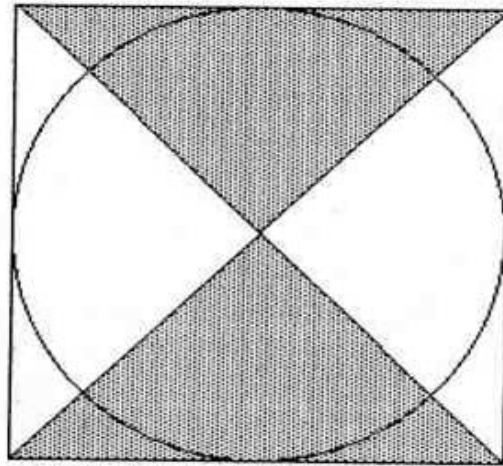


Рис. 1. Метод квартования

#### **3.2. Подготовка проб для химического и бактериального анализа (ГОСТ 17.4.4.02-84)**

Для определения химических веществ пробу почвы в лаборатории рассыпают на бумаге или кальке и разминают пестиком крупные комки. Затем выбирают включения корни растений, насекомых, камни, стекло, уголь, кости животных, а также новообразования – друзы гипса, известковые журавчики и др. Почву растирают в ступке пестиком и просеивают через сито с диаметром отверстий 1 мм. Отобранные новообразования анализируют отдельно, подготавливая их к анализу так же, как пробу почвы.

Для бактериологического анализа подготовку проб почвы проводят как описано в выше, но со строгим соблюдением условий асептики: почву рассыпают на стерильную поверхность, все операции проводят стерильными

инструментами, просеивают почву через стерильное сито с диаметром ячеек 3 мм, накрытое стерильной бумагой. Растирают почву в стерильной ступке.

### **3.3. Определение влажности почвы**

#### **(ГОСТ 5180-84)**

Влажность почвы - количество воды в почве. Различают абсолютную (в % к массе) и относительную (отношение абсолютной влажности к полевой влагоемкости почвы, %) влажности. Основным методом определения влаги в почве состоит в высушивании проб при 105°C. Если для определения почвенной влаги применять метод прокаливания, то влагу теряют органические компоненты почвы. При этом наблюдается изменение окраски прокаливаемых образцов. Влажность почвы и способность ее к удерживанию влаги зависят от типа почвы, ее гранулометрического состава, содержания органических веществ, ее структурных характеристик и других факторов.

#### *Средства измерений, реактивы и материалы*

Сушильный шкаф с терморегулятором и вентиляцией или с влагопоглотителем; аналитические весы с точностью 10 мг; контейнеры с крышкой для хранения сухих проб; мерные ложки.

#### *Методика определения*

Пробу почвы для определения влажности отбирают массой 15 – 50 г, помещают в заранее высушенный, взвешенный и пронумерованный стаканчик и плотно закрывают крышкой.

Пробы почвы для определения гигроскопической влажности массой 10 – 20 г отбирают способом квартования из почвы в воздушно-сухом состоянии растертого, просеянного сквозь сито с сеткой №1 и выдержанного открытым не менее 2 ч при комнатной температуре и влажности воздуха. Для этого берут 3 навески той же массы, помещают в предварительно подготовленные бюксы (каждый бюкс взвешивают до начала анализа) и высушивают при  $t=105\text{ }^{\circ}\text{C}$  в сушильном шкафу до постоянной массы. После высушивания почву в бюксах

охлаждают в эксикаторе до температуры помещения и взвешивают. Затем помещают обратно в сушильный шкаф и высушивают в течение 1 часа при  $t=105\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Высушивание производят до получения разности масс почвы с бюксом при не более 0,02 г.

Абсолютная влажность почвы, %, вычисляют по формуле:

$$W=(P_{\text{в}}-P_{\text{с}})/(P_{\text{с}}-P_{\text{п}})\cdot 100, \text{ где}$$

$P_{\text{в}}$  - масса бюксов с влажной почвой,

$P_{\text{с}}$  - масса бюксов с сухой почвой,

$P_{\text{п}}$  - масса пустого бюкса

Определяют коэффициент перерасчета на абсолютно-сухую пробу:

$$K=100/(100+W), \text{ где}$$

$W$  - содержание гигроскопической влаги, %.

Точная масса навески абсолютно сухой пробы почвы (г) рассчитывается по формуле:

$$m_{\text{абс.сух.}} = m_{\text{возд.сух.}} \cdot K, \text{ где}$$

$K$ -коэффициент пересчета.

### **3.4. Приготовление водной вытяжки из почвы**

**(ГОСТ 26423-85)**

Пробы почвы массой 30 г, взвешенные с погрешностью не более 0,1 г, помещают в конические колбы. К пробам приливают дозатором или цилиндром по 150 мл дистиллированной воды. Почву с водой перемешивают в течение 3 мин. на взбалтывателе, ротаторе и оставляют на 5 мин. для отстаивания.

Допускается пропорциональное изменение массы пробы почвы и объема дистиллированной воды при сохранении отношения между ними 1:5.

#### *Фильтрация суспензий*

В воронки помещают двойные складчатые фильтры. Край фильтра должен быть расположен на 0,5 – 1 см ниже края воронки. В начале

фильтрации необходимо перенести на фильтр возможно большее количество почвы. Струю суспензии направляют на боковую стенку воронки, чтобы не порвать фильтр. Первую порцию фильтрата объемом до 10 мл отбрасывают и только затем начинают собирать фильтрат в чистый сухой приемник. Мутные фильтраты перефильтровывают.

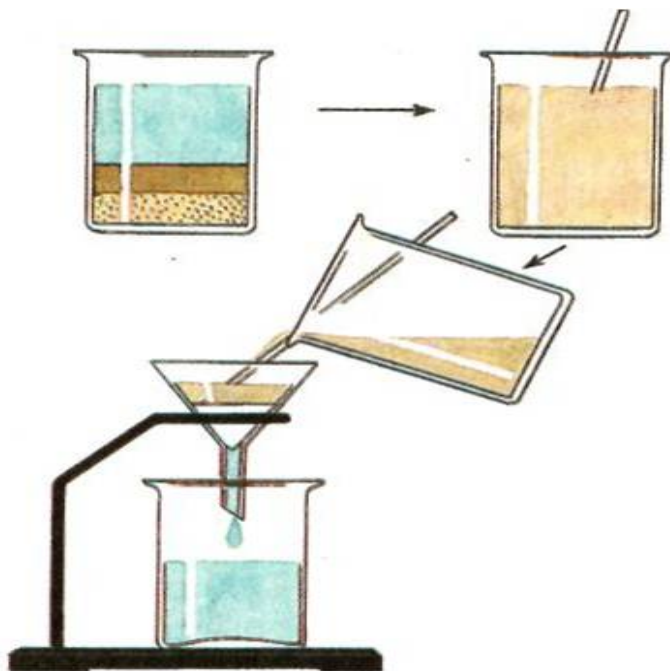


Рис. 2. Приготовление водной вытяжки

### **3.5. Подготовка почв к седиментационному анализу (ISO 11277:1998)**

Взвешивают 2,5 г воздушно-сухой почвы в 100 мл колбы или стаканы.

#### *1. Удаление органического вещества.*

Добавляют 7,5 мл дистиллированной воды и 7,5 мл 30% перекиси водорода  $H_2O_2$ . Перемешивают, кипятят на слабом огне. Если кипение слишком интенсивное, добавляют несколько капель этанола. По необходимости добавляют воду, чтобы суспензия не выкипала.

#### *2. Промывка почвы от темных органических остатков, растворимых солей и гипса.*

Остужают и добавляют 6,25 мл 1М хлорида кальция и доводят объем до 65 – 70 мл дистиллированной водой. Дают суспензии отстояться. Аккуратно

сливают надосадочную жидкость, добавляют еще 60 – 70 мл воды, взбалтывают, отстаивают, сливают и повторяют промывку.

### *3. Удаление карбонатов.*

Качественно содержание карбонатов можно определить по значению pH:

Известняковые почвы имеют  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) > 6,8$

Неизвестняковые почвы имеют  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) < 6,8$

Если содержание карбонатов кальция превышает 2% ( $\text{pH} > 6,8$ ) от массы фракции, то к промытой до этого почве добавляют 1 мл 1М HCl на каждый процент карбонатов и дополнительно еще 6,25 мл кислоты. Доводят объем до 62,5 мл водой. Ставят колбы на водяную баню при 80°C на 15 мин., периодически помешивают. Оставляют колбы на ночь. На следующий день, когда почва осядет, воду сливают.

Если содержание карбонатов менее 2%, то добавляют лишь 6,25 мл 1М HCl. Также одновременно добавляют 5 мл 1М хлорида кальция. Далее процедура идентична описанной выше.

### *4. Диспергирование.*

К обработанной на предыдущих этапах почве добавляют дистиллированной воды и доводят объем до 50 мл. Добавляют 6,25 мл диспергирующего реагента, перемешивают в течение 1–3 часов. Диспергирующий реагент готовят следующим образом: растворяют 33 г  $(\text{NaPO}_3)_6$  и 7 г соды ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) в 1 литре дистиллированной воды. Раствор меняют каждый месяц.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Ананьева Н.Д. Оценка устойчивости почвенных микробных комплексов к природным и антропогенным воздействиям / Н.Д. Ананьева, Е.В. Благодатская, Т.С. Демкина // Почвоведение. – 2002. – №5. – С.580 – 587.
2. Ананьева Н.Д. Пространственное и временное варьирование микробного метаболического коэффициента в почвах / Н.Д. Ананьева, Е.В. Благодатская, Т.С. Демкина // Почвоведение. – 2002. – №10. – С.1233 – 1241.
3. Благодатская Е.В. Изменение экологической стратегии микробного сообщества почвы, инициированной внесением глюкозы / Е.В. Благодатская, И.Н. Богомолова, С.А. Благодатский // Почвоведение. – 2001. – №5. – С.700 – 608.
4. Бобровицкая Н.Н. Методические рекомендации по применению материалов аэрофотосъемок для исследования и расчета характеристик водной эрозии почв / Н.Н. Боровицкая. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 110 с.
5. Бобровицкая Н.Н. Эмпирический метод расчета смыва почвы со склонов / Н.Н. Боровицкая // Сток наносов, его изучение и географическое распределение. – 1977. – С. 202 – 211.
6. Вальков В.Ф. Экология почв: Учебное пособие для студентов вузов. Часть 2. Разрушение почв. Дегумификация. Нарушение водного и химического режима почв / В.Ф. Вальков, К.Ш. Князев, С.И. Колесников. – Ростов-на-Дону: УПЛ РГУ, 2004 б. – 54 с.
7. Вальков В.Ф. Экология почв: учеб.пособие для студентов вузов. Часть 3. Загрязнение почв / В.Ф. Вальков, К.Ш. Князев, С.И. Колесников. – Ростов-на-Дону: УПЛ РГУ, 2004. – 54 с.
8. Галиулин Р.В. Индикация биологического эффекта мелиорации серой лесной почвы, загрязненной медью, путем определения ее целлюлолитической активности / Р.В. Галиулин, Н.А. Семенова, Р.А. Галиулина // Агрохимия. – 1996. – №11. – С. 131–135.
9. Геннадиев А.Н. Анализ сопряженного использования радиоактивного и магнитного трассеров для количественной оценки эрозии почв / А.Н. Геннадиев, В.Н. Голосов, К.Р. Олсон и др.// Почвоведение. – 2005. – V. 9. – Р.1080–1093.

10. Геннадиев А.Н. Количественная оценка эрозионно-аккумулятивных явлений в почвах с помощью техногенной магнитной метки / А.Н. Геннадиев, К.Р. Олсон, С.С. Чернянский и др. // Почвоведение. – 2002. – № 1. – С. 21 – 32.
11. Гончарук Е.И., Сидоренко Г.И. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве. М: Медицина, 1987.
12. ГОСТ 12536-79. ГРУНТЫ. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) и микроагрегатного состава.
13. ГОСТ 17.4.4.02-84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа
14. ГОСТ 26423-85. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки. Утвержден и введен в действие постановлением государственного комитета СССР по стандартам от 8 февраля 1985 г. № 283
15. ГОСТ 5180-84. Грунты. Методы лабораторного определения физических характеристик
16. Гузев В.С. Перспективы эколого-микробиологической экспертизы состояния почв при антропогенных воздействиях / В.С. Гузев, С.В. Левин // Почвоведение. – 1991. – №9. – С. 50 – 62.
17. Добровольский Г.В. Деградация и охрана почв / Г.В. Добровольский. – М.: Изд-во МГУ, 2002. – 654 с.
18. Евдокимова Г.А. Микроорганизмы тундровых и лесных подзолов Кольского севера / Г.А. Евдокимова, Н.П. Мозгова. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2001.
19. Егоров И.Е. Полевые методы изучения почвенной эрозии / И.Е. Егоров // Вестник Удмуртского ун-та. Биология. Науки о Земле. – 2009. – Вып.1.
20. Ермолаев О.П. Оценка эрозионного риска для почвенного покрова лесных и лесостепных ландшафтов Среднего Поволжья средствами ГИС-технологий / О.П. Ермолаев, К.А. Мальцев. – Казань: Ученые записки Казан. ун-та, 2008. – Т. 150. – Кн. 4.
21. Звягинцев Д.Г. Разнообразие грибов и актиномицетов и их экологические функции / Д.Г. Звягинцев, И.П. Бабьева, Г.М. Зенова и др. // Почвоведение. – 1996. – №6. – С. 705 – 713.



22. Звягинцев Д.Г. Экология актиномицетов / Д.Г. Звягинцев, Г.М. Зенова. – М.: ГЕОС, 2001.
23. Ивлев А.М., Дербенцева А.М. Деградация почв и их рекультивация / А.М. Ивлев, А.М. Дербенцева. – Владивосток. Изд-во Дальневост. ун-та, 2003. – 88 с.
24. Иутинская Г.А. Экологическая пластичность свободноживущих диазотрофов в почвах, загрязненных тяжелыми металлами / Г.А. Иутинская, А.Ф. Антипчук, Е.И. Андреюк // Микробиол. журн. – 1997. – №4. – С. 83 – 89.
25. Качество почвы. Определение гранулометрического состава минеральных почв. Метод просеивания и осаждения. ISO 11277:1998.
26. Киреева Н.А. Комплексная биоремедиация нефтезагрязненных почв для снижения токсичности / Н.А. Киреева, Е.М. Тарасенко, Т.С. Онегова и др. // Биотехнология. – 2004. – №6. – С.63 –70.
27. Ковалева Г.В. Структура бактериальных сообществ в естественных и антропогенно-нарушенных бурых лесных почвах ботанического сада (п-ов Муравьева-Амурского) / Г.В. Ковалева, Т.Г. Добровольская, А.В. Головченко // Почвоведение. – 2007. – №5. – С.610 – 615.
28. Ковда В.А. Почвоведение / В.А. Ковда, Б.Г. Розанова. – М: Высшая школа, 1988.
29. Кузнецов М.С. Эрозия и охрана почв / М.С. Кузнецов, Г.П. Глазунов. – М.: МГУ, 1996. – 336 с.
30. Кураков А.В. Изменение комплекса гетеротрофных микроорганизмов при загрязнении дерново-подзолистой почвы свинцом / А.В. Кураков, Д.Г. Звягинцев, З. Филип // Почвоведение. – 2000. – №12. – С.1448 – 1456.
31. Кутузова Р.С. Микробное сообщество и анализ почвенно-микробиологических процессов в дерново-подзолистой почве / Р.С. Кутузова, Л.Б. Сирота, О.В. Орлова и др. // Почвоведение. – 2001. – №3. – С. 320 – 332.
32. Методика ведения мониторинга земель в Республике Беларусь. Комитет по земельной реформе и землеустройству при Совете Министров Республики Беларусь от 7 июня 1993 г. – URL: [www.spravka-jurist.com](http://www.spravka-jurist.com).
33. Мишустин Е.Н. Развитие учения о ценозах почвенных микроорганизмов / Е.Н. Мишустин // Успехи микробиологии. – 1982. – №17. – С. 117 – 135.

34. Письмо Комитета РФ по земельным ресурсам и землеустройству от 29 июля 1994 г. № 3-14-2/1139 о «Методике определения размеров ущерба от деградации почв и земель».
35. Полянская Л.М. Содержание и структура микробной биомассы как показатель экологического состояния почв / Л.М.Полянская, Д.Г. Звягинцев // Почвоведение. – 2005. – № 6. – С.706 – 714.
36. Розанов Б.Г. Морфология почв: учебник для высшей школы / Б.Г. Розанов. – М: Академический Проект, 2004.
37. Сабо Л. Оценка противозрозионной способности почв на примере одного геоморфологического района Венгрии / Л. Сабо, К. Шурани // Почвоведение. – 2001. – V.3. – С. 370 – 374.
38. Свирскене А. Микробиологические и биохимические показатели при оценке антропогенного воздействия на почвы / А. Свирскене // Почвоведение. – 2003. – № 2. – С. 202 – 210.
39. Снакин В.В. Система оценки степени деградации почв / В.В. Снакин, П.П. Кречетов, Т.А. Кузовникова и др.. – Пущино: Пущинский научный центр РАН. ВНИИ Природы. Препринт, 1992. – 20 с.
40. Соколов М.С. Отклик агроландшафта на воздействие загрязняющих веществ и их экологическое нормирование / М.С. Соколов, Т.В. Павлова, В.П. Чуприна и др. // Агрохимия. – 1999. – №6. – С.46 – 60.
41. Стахурлова Л.Д. Биологическая активность как индикатор плодородия черноземов в различных биоценозах / Л.Д. Стахурлова, И.Д. Свистова, Д.И. Щеглов // Почвоведение. – 2007. – № 6. – С. 769 – 774.
42. Сусьян Е.А. Влияние многолетнего применения разных форм азотных удобрений на уровень дыхания микробного сообщества и углеродно-азотный режим серой лесной почвы / Е.А. Сусьян, Н.Д. Ананьева, А.В. Трошин и др. // Агрохимия. – № 6. –2008. – С. 5 – 12.
43. Фрунзе Н.И. Интенсивность выделения диоксида углерода из чернозема карбонатного при внесении удобрений / Н.И. Фрунзе // Агрохимия. 2007. № 2. С. 43–48.
44. Хазиев Ф.Х. Ферментативная активность почв агроценозов и перспективы ее изучения / Ф.Х. Хазиев, А.Е. Гулько // Почвоведение. – 1991. – № 8. – С. 88–103.

45. Хитров Н.Б. Проблемы деградации, охраны и пути восстановления продуктивности земель сельскохозяйственного назначения / Н.Б. Хитров, А.Л. Иванов, А.А. Завалин и др. // Научные и образовательные аспекты развития АПК. Вестник Орел ГАУ. – 2007.
46. Шатохина С.Ф. Зависимость биологической активности чернозема обыкновенного от экспозиции склона / С.Ф. Шатохина, С.И. Христенко, Л.А. Загородняя // Почвоведение. – 2003. – № 7. – С. 823 – 827.
47. Alef K. Nutrient sterilization, aerobic and anaerobic culture technique // Methods in applied soil microbiology and biochemistry / ed. by K. Alef, P. Nannipieri. – Academic Press, 1995. P.123 – 133.
48. Alef K. Methods in applied soil microbiology and biochemistry / K. Alef, P. Nannipieri. – New York: Academic Press, 1995.
49. Almagro J.M. Temperature dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem / J.M. Almagro, J. Lopez, I. Querejeta // Soil Biology and Biochemistry. – 2009. – V. 41. – P.594 – 605.
50. An Y–J. Effect of antimony on the microbial growth and the activities of soil enzymes / Y–J. An, M. Kim // Chemosphere. – 2009. – V. 74. – P. 654 – 659.
51. Anderson T.-H. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality / T.-H. Anderson // Agriculture, Ecosystems & Environment. – 2003. – V.98. – Is.1 – 3. –P. 285 – 293.
52. Bastida F. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate / F. Bastida, J.L. Moreno, T. Hernandez, C. Garcia // Soil Chemistry & biochemistry. – 2006. – No. 38.
53. Bloem J. Microbiological methods for assessing soil quality / J. Bloem, D.W. Hopkins, A. Benedetti // CAB International. 2006.
54. Brookes P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals / P.C. Brookes // Biol. Fertil. Soils. – 1995. – V.19. – P.269 – 279.
55. Busbya R.R. Carbon and nitrogen mineralization of non–composted and composted municipal solid waste in sandy soils / R.R. Busbya, H.A. Torbert, D.L. Gebhart // Soil Biology and Biochemistry. – 2007. – V. 39. – P. 1277–1283.

56. Chaer G.M. A soil quality index based on the equilibrium between soil organic matter and biochemical properties of undisturbed coniferous forest soils of the Pacific Northwest / G.M. Chaer, D.D. Myrold, P.J. Bottomley // *Soil Biology and Biochemistry*. – 2009. – V.41. – P. 822 – 830.
57. Chander K. Different sources of heavy metals and their long-term effects on microbial properties / K. Chander, J. Dyckmans, R. Joergensen // *Biol. Fertil. Soils*. – 2001. V.34. – P.241 – 247.
58. Dahlin S., Witter E., Martensson A., Turner A., Baath E. Where's the limit? Changes in the microbiological properties of agricultural soils at low levels of metal contamination // *Soil Biol. Biochem.* 1997. V.29. P. 1405-1415.
59. de Paz J.M., Sanchez J., Visconti F. Combined use of GIS and environmental indicators for assessment of chemical, physical and biological soil degradation in a Spanish Mediterranean region // *Journal of Environmental Management*. 2006. V.79. Is.2. P.150-162.
60. Diodato N. Multivariate indicator Kriging approach using a GIS to classify soil degradation for Mediterranean agricultural lands / N. Diodato, M. Ceccarelli // *Ecological Indicators*. 2004. – V. 4. – P.177 – 187.
61. Falujtar E. Assessment of soil erosion on arable land using <sup>137</sup>-Cs measurements: a case study from Jaslovske Bohunice, Slovakia / E. Falujtar // *Soil and Tillage Research*. – 2003. – V.69. – Is.1–2. – P. 139 – 152.
62. Fernandes S.A.P. Effect of sewage sludge on microbial biomass, metabolic quotient and soil enzymatic activity / S.A.P. Fernandes, W. Bettiol, C.C. Cerri // *Applied Soil Ecology*. – 2005. – V. 30. – Is. 1. – P. 65 – 77.
63. Fernandez J.M., Plaza C., Garcia-Gil J.C. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge / J.M. Fernandez, C. Plaza, J.C. Garcia-Gil // *Applied Soil Ecology*. – 2009. – V.42. – Is.1. – P. 8 – 24.
64. Franchini J. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil / J. Franchini, C. Crispino, R.A. Souza // *Soil & Tillage Research*. – 2007. – V.92. – P. 18 – 29.
65. Franzluebbers A.J. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality / A.J. Franzluebbers // *Soil and Tillage Research*. – 2001. – V.66. – P.95 – 106.

66. Garcia C. Effect of bromacil and sewage sludge addition on soil enzymatic activity / C. Garcia, T. Hernandez // *Soil Sci. Plant Nutr.* – 1996. – V.42. – P.191 – 195.
67. Giller K.E. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review / K.E. Giller, E. Witter, S.P. McGrath // *Soil Biol. Biochem.* – 1998. – V. 10/11. – P. 1389 – 1414.
68. Gomez Jose A. Development of a soil gedradation assessment tool for organic olive groves in southern Spain / Jose A. Gomez, S. Alvarez, M.-A. Soriano // *Catena.* – 2009. – V. 79. – P. 9 – 17.
69. Halvorson J.J. Issue of scale for evaluating soil quality / J.J. Halvorson, L. Jeffrey, I. Papendick. // *J. Soil Water Conservation.* – 1997. – V.52. – P.26 – 30.
70. Hernandez-Apaolaza L. Initial organic matter transformation of soil amended with composted sewage sludge / L. Hernandez-Apaolaza, J. M. Gasco, F. Guerrero // *Biol. Fertil. Soils.* – 2000. – V.32. –P.421 – 426.
71. Hill G.T. Methods for assessing the composition and diversity of soil microbial communities / G.T. Hill, N.A. Mitkowski, L. Aldrich-Wolfe // *Appl. Soil Biol.* – 2000. – V.15. –P. 25 – 36.
72. Khan M. Effect of soil on microbial responses to metal contamination / M. Khan, J. Scullion // *Environmental Pollution.* – 2000. – V.110. – P. 115 – 125.
73. Kheir R.B. Regional soil erosion risk mapping in Lebanon / R.B. Kheir, O. Cerdan, C. Abdallah // *Geomorphology.* – 2006. – V.2. – Is.3 – 4. – P. 347 – 359.
74. Lal R. Soil degradation by erosion / R. Lal // *Land Degrad.Dev.* – 2001. – V.12. – P. 519 – 539.
75. Leckie S.E. Methods of microbial community profiling and their application to forest soils / S.E. Leckie // *Forest Ecology and Management.* – 2005. – V.220. – Is.1 – 3. – P. 88 – 106.
76. Lei T.W. A rational method for estimating erodibility and critical shear stress of an eroding rill / T.W. Lei, Q.W. Zhang, L.J. Yan // *Geoderma.* – 2008. – 144. – P. 628 – 633.
77. Lemenih M. Assessing soil chemical and physical property responses to deforestation and subsequent cultivation in smallholders farming system in Ethiopia / M. Lemenih,

- E. Karlton, M. Olsson // *Agriculture, Ecosystems & Environment*. – 2005. – V.105. – P. 373 – 386.
78. Li L. An overview of soil loss tolerance / L. Li, Sh. Du, L. Wu. // *Catena*. – 2009. – V.78. – P.93 – 99.
79. Li Y.T. Microbial biomass, enzyme and mineralization activity in relation to soil organic C, N and P turnover influenced by acid metal stress / Y.T. Li, C. Rouland, M. Benedetti et al. // *Soil Biology and Biochemistry*. – 2009. – Vol. 41. – Is. 5. – P. 969 – 977.
80. Liang F. Microbial production CO<sub>2</sub> in red soil in Stone Forest National Park / F. Liang, L. Song, T. Nang // *J. Geogr. Sci.* – 2003. – V. 13. – P. 250 – 256.
81. Mabit L. Assessment of erosion and deposition rates within an Austrian agricultural watershed by combining 137-Cs, 210-Pb and conventional measurements / L. Mabit, A. Klik, M. Benmansour // *Geoderma*. – 2009. – V.150. – P. 231 – 239.
82. Madejon E. Soil enzymatic response to addition of heavy metals with organic residues / E. Madejon, P. Burgos, R. Lopez // *Boil. Fertil. Soil*. – 2001. – V. 34. – P. 144 – 150.
83. Mastro R.E. Soil quality response to long-term nutrient and crop management on a semi-arid Inceptisol / R.E. Mastro, P.K. Chonkar, D. Singh // *Agric.Ecosyst.Environ.* – 2007. – V.18. – P. 130 – 142.
84. McGrath S.P. Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants / S.P. McGrath, A.M. Chaudri, K.E. Giller // *J. Industrial Microbiology*. – 1995. – V.14. – P. 94 – 104.
85. Moncrief J.F. Cropping system effects on snowmelt losses of solids and associated organic carbon / J.F. Moncrief, P.P. Sharma, J.J. Xia // *Soil and Tillage Research*. – 2005. – V.81. – Is.2. – P.195 – 204.
86. Oldeman L.R. Global Assessment of Soil Degradation / L.R. Oldeman, R.T.A. Hakkeling, W.G. Sombrock // *An Explanatory Note to the World Map of the Status of Human-induced Soil Degradation*, 1990.
87. Pascual J.A. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes / J.A. Pascual, C. Garcia, T. Hernandez // *Soil Biology & Biochemistry*. – 2000. – V.32. – P. 1877 – 1883.

88. Pascual J.A. Enzymatic activities in an arid soil amended with urban organic wastes: Laboratory experiment / J.A. Pascual, T. Hernandez, C. Garcia // *Bioresource Technology*. – 1998. – V.64. – Is.2. P. 131 –138.
89. Rahman H. Physical, chemical and microbiological properties of an Andisol as related to land use and tillage practice / H. Rahman, A. Okubo, S. Sugiyama // *Soil & Tillage Research*. – 2008. – V.101. – P. 10 – 19.
90. Reicosky D.C. Tillage induced CO<sub>2</sub> loss across an eroded landscape / D.C. Reicosky, M.J. Lindstrom, T.E. Schumacher // *Soil & tillage research*. – 2005. – V.81. – P. 183 – 194.
91. Renard K.G. Predicting soil erosion by water – a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE) / K.G. Renard, G.R. Foster, G.A. Weesies // *Agriculture Handbook*. 2001. – Vol. – 703.
92. Saha S.K. Water and wind induced soil erosion assessment and monitoring using remote sensing and GIS / S.K. Saha // *Satellite Remote Sensing and GIS Applications in Agricultural Meteorology*. – 2004. – P. 315 – 330.
93. Santini M. A multi-component GIS framework for desertification risk assessment by an integrated index / M. Santini, G. Caccamo, A. Laurenti // *Applied Geography*. – 2010. – V.30. – Is.3. – P. 394 – 415.
94. Schuller P. Use of <sup>137</sup>Cs measurements to estimate changes in soil erosion rates as sociated with changes in soil management practices on cultivated land / P. Schuller, D.E. Walling, A. Sepulveda // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2004. – V.60. – P.759 – 766.
95. Sombrero A. Carbon accumulation in soil. Ten-year study of conservation tillage and crop rotation in a semi-arid area of Castile-Leon, Spain / A. Sombrero, A. de Benito // *Soil and Tillage Research*. – 2010. – V.107. – Is.2. – P.64 – 70.
96. Witter E. Soil C balance in a long-term field experiment in relation to the size of the microbial biomass / E. Witter // *Soil Biol. Biochem*. – 1996. – V.23. – P. 33 – 37.
97. Wu Q. A framework for risk assessment on soil erosion by water using an integrated and systematic approach / Q. Wu, M. Wang // *Journal of Hydrology*. – 2007. – V.337. – P. 11 – 21.
98. Xue D. Soil Microbial Community Structure in Diverse Land Use Systems: A Comparative Study Using Biolog, DGGE, and PLFA Analyses / D. Xue, H.-Y. Yao, D.-Y. Ge // *Pedosphere*. – 2008. – V.18. – Is.5. – P.653 – 663.

99. Yang W. Quantitative determination of red-soil erosion by an Eu tracer method / W. Yang, Z. Wang, G. Sui, G. Ding // Soil and Tillage Research. – 2008. – V.101. – Is.1–2. – P. 52 – 56.

100. Zhang Q. GIS-Based Assessment of Soil Erosion at Nihe Gou Catchment / Zhang Q., Wang Li, Wu Fa-qi // Agricultural Sciences in China. 2008. – V.7. – Is.6. – P.746 – 753.

Zuberer D.A. Recovery and enumeration of viable bacteria // Methods of soil analysis. Part 2: Microbiological and Biochemistrical Properties / Ed. by R. Weaver, S. Angle, P. Bottomley. – Wisconsin: Madison, 1994. – P.119 – 144.



*Учебное издание*

**Селивановская Светлана Юрьевна  
Гумерова Рушания Ханифовна  
Галицкая Полина Юрьевна  
Медянская Юлия Викторовна**

**ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ: МЕТОДЫ ОТБОРА И ПОДГОТОВКИ ПРОБ  
ДЛЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОГО И БИОЛОГИЧЕСКОГО АНАЛИЗА**

*Редактор А.А. Аксенова*

Подписано в печать 04.10.2011.

Бумага офсетная. Печать цифровая.

Формат 60x84 1/16. Гарнитура «Times New Roman». Усл. печ. л. .

Тираж экз. Заказ

Отпечатано с готового оригинал-макета  
в типографии Издательства Казанского университета  
420008, г. Казань, ул. Профессора Нужи́на, 1/37  
тел. (843) 233-73-59, 233-73-28